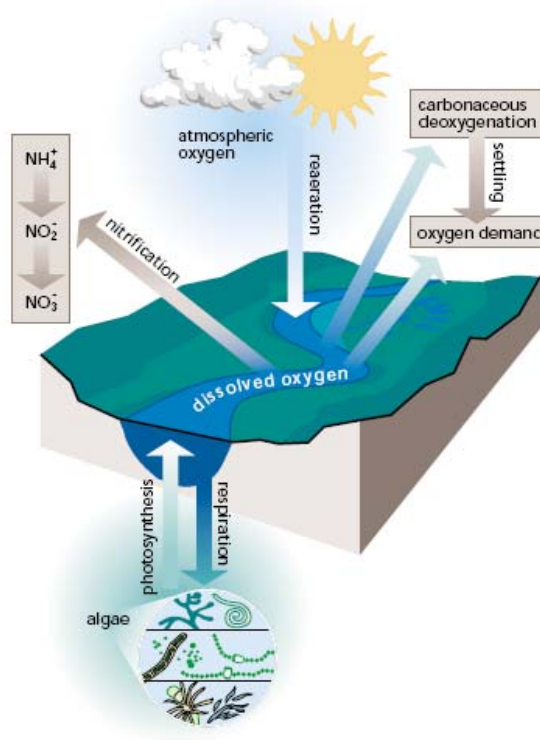


Capítulo 01

Método simplificado para determinação da qualidade da água em córregos e rios.



Capítulo 01- Método simplificado para determinação da qualidade da água em córregos e rios.

1.1 Introdução

- Há duas categorias possíveis de fontes de poluição:
- Pontual
 - Difusa

Vamos estudar somente a poluição pontual com lançamento discreto e que pode ser medido e quantificado. São geralmente contínuos embora variem as vezes de quantidade e são provenientes de uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) ou de uma indústria poluente. A poluição difusa conforme a gravidade do problema deverá fazer parte da análise da qualidade das águas dos rios e córregos.

O lançamento pontual de esgotos em cursos de água afetam a qualidade dos mesmos, daí ser necessário prever o que vai acontecer e as medidas que devem ser tomadas.

Na Figura (1.1) se vê uma estação de tratamento de esgotos lançando os efluentes num rio cujo oxigênio dissolvido estava próximo da saturação. Após o lançamento vai havendo um decréscimo de oxigênio dissolvido devido ao consumo do oxigênio devido a DBO até chegar um ponto mínimo. Ao mesmo tempo sempre existe a aeração que vai fornecendo oxigênio à água. No começo o consumo de oxigênio é maior que o fornecimento de oxigênio pela aeração e o oxigênio dissolvido vai diminuindo até um limite crítico, que é chamado de déficit crítico de oxigênio. Depois, começa a prevalecer o oxigênio fornecido pela aeração e o rio vai se recompondo de oxigênio até chegar ao estado inicial. Tudo isto é o que chamamos autodepuração dos cursos de água.

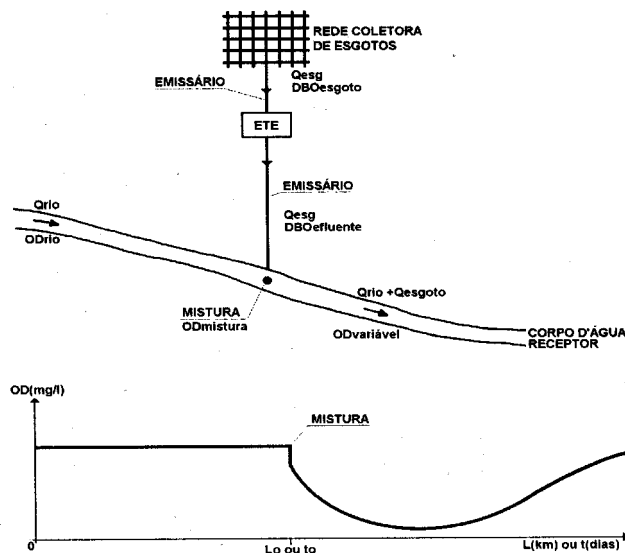


Figura 1.1- Curso de água que recebe efluentes
Fonte: Aisse, 2000

Em 1925 foi deduzida a equação de Streeter- Phelps para fazer um modelo de demanda de oxigênio (OD) para o rio Ohio nos Estados Unidos que avalia o consumo de oxigênio dissolvido relativa a DBO e a aeração ao longo do rio.

Iremos apresentar uma equação global que torna a equação de Streeter-Phelps um caso particular de somente duas variáveis.

As variáveis mais importantes usadas no balanço de oxigênio podem ser mostradas esquematicamente conforme Figura (1.2):

- Reaeração
- Oxidação de carbonáceos (DBO)
- Oxidação do nitrogênio
- Fotossíntese
- Respiração
- Demanda de oxigênio pelo sedimento
- Oxigenação devido a presença de barramentos no curso de água

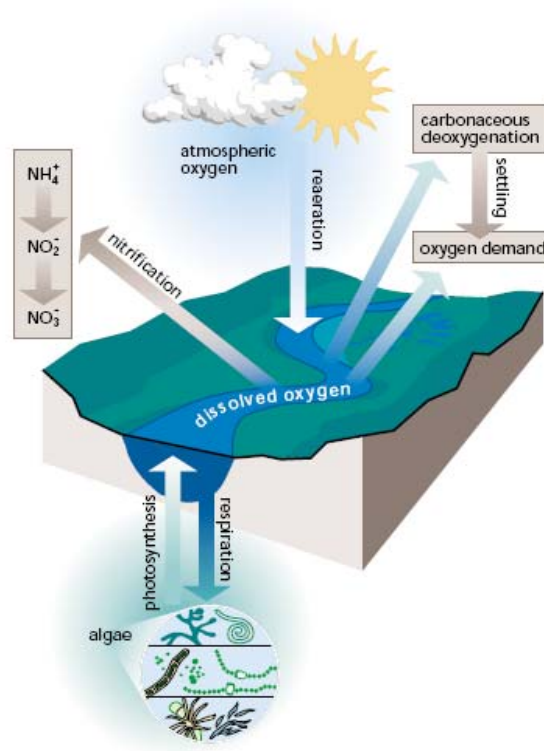


Figura 1.2- Variáveis importantes para o oxigênio dissolvido em cursos de água

Azevedo Neto, 1966 destacou três problemas básicos conforme Tabela (1.1)

Tabela 1.1- Tipo de problemas em balanço de oxigênio dissolvido em rios

Problemas	Tipo de problemas
I	Determinação da curva da depressão do oxigênio ao longo do rio
II	Grau de tratamento de esgoto requerido para evitar problemas de oxigênio dissolvido OD
III	Determinar a população máxima cujos despejos poderão ser recebidos em um curso de água.

Fonte: adaptado de Azevedo Neto, 1966

O Banco Mundial em 1998 estabeleceu dois objetivos:

- **Estabelecer prioridades para reduzir as demandas existentes de esgotos sanitários**
- **Prever os impactos para as novas descargas.**

1.2 Softwares

Podemos usar uma planilha Excel ou usar programas gratuitos como o Qual2e, o Simox II do Centro Panamericano de Engenharia Sanitaria e Ambiental CEPIS/OPS citado por Aisse, 2000 e SISBAHIA (Sistema de base hidrodinâmico ambiental), 2005 conforme Ferreira et al, 2006.

Os softwares podem fazer os cálculos por trechos, como por exemplo, 50m.

Os peixes para sobreviverem necessitam de no mínimo 2mg/L de oxigênio dissolvido (OD), mas mundialmente é aceito que o OD mínimo deve ser 4mg/L ou 5mg/L.

Segundo o Banco Mundial existem os seguintes softwares: WQAM, QUAL2E 1987 (USEPA atual QUAL2K), WASP, CE-QUAL-RIV1, HEC-5Q e SIMOX (I, II e III) da OPAS e CEPIS.

O programa mais usado no mundo é o **Qual2e** que pode usar 15 constituintes da qualidade da água de maneira geral ou combinados:

1. Oxigênio dissolvido
2. Temperatura
3. Algas
4. Nitrogênio orgânico

5. Amônia
6. Nitrito
7. Nitrato
8. Fósforo orgânico
9. Fósforo dissolvido
10. Coliformes
11. Constituintes não conservativos (arbitrário)
12. Três constituintes conservativos.

Na Figura (1.3) temos o disco de Secchi que é muito usado.



Figura 1.3- Disco de Secchi
Fonte: Lampanelli, 2004

1.3 Classificação do estado trófico

Na Tabela (1.2) apresentamos uma classificação do estado trófico. Observar que o oxigênio dissolvido está em porcentagem do oxigênio dissolvido de saturação que é usual esta forma de apresentação.

Tabela 1.2- Classificação do estado trófico

Variável	Estado trófico		
	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico
Fósforo total (µg/L)	<10 µg/L	Entre 10 µg/L e 20 µg/L	>20 µg/L
Clorofila-a (µg/L Chl-a)	<4 µg/L	Entre 4 µg/L a 10 µg/L	>10 µg/L
Profundidade no disco de Secchi (m)	<4m	Entre 2m a 4m	<2m
Oxigênio do hypolimínio em % de saturação	>80%	Entre 10% a 80%	<1%

Fonte: <http://www.epa.gov/reg3wapd/tmdl/MD%20TMDLs/Urieville%20Lake/urievilDR.pdf>

1.4 Lançamento dos efluentes

A análise simplificada da qualidade podem ser em:

- Córregos e rios
- Lagos e reservatórios
- Estuários
- Mar.

Trataremos neste capítulo somente de lançamento de efluentes em córregos e rios.

1.5 Cálculo de Lo após a mistura com o despejo

Conforme Metcalf e Eddy, 1993 são apresentadas as seguintes relações que serão úteis nos cálculos:

Vazão no rio: Q_x
Descarga de esgotos: Q_D

A vazão Q é a soma das duas:

$$Q = Q_x + Q_D$$

A DBO do curso de água é L_x e a dos esgotos é L_D e a DBO da mistura L_o será:

$$L_o = (Q_x \cdot L_x + Q_D \cdot L_D) / Q$$

O déficit de oxigênio D_o da mistura é calculado da seguinte maneira.

$$D_o = (Q_x \cdot D_x + Q_D \cdot D_D) / Q$$

Exemplo 1.1

Seja um rio onde é lançado efluentes de esgotos tratados.

Parâmetros do rio:

$$\text{Volume diário} = 733.536 \text{ m}^3/\text{dia} = Q_x$$

$$\text{DBO} = 1 \text{ mg/L}$$

$$\text{OD} = 9,0 \text{ mg/L}$$

$$\text{Temperatura} = 15^\circ\text{C}$$

Parâmetros dos esgotos lançados no rio

$$\text{Volume diário} = 113.400 \text{ m}^3/\text{dia} = Q_D$$

$$\text{DBO} = 200 \text{ mg/L}$$

$$\text{OD} = 0,0 \text{ mg/L}$$

$$\text{Temperatura} = 20^\circ\text{C}$$

$$\text{A vazão total } Q = Q_x + Q_D = 733.536 + 113.400 = 846.936 \text{ m}^3$$

Vamos agora calcular a DBO da mistura e que denominaremos L_o

$$L_o = (Q_x \cdot L_x + Q_D \cdot L_D) / Q$$

$$L_o = (733536 \times 1,0 + 113400 \times 200) / 846936 = 27,6 \text{ mg/L} = \text{DBO da mistura}$$

Vamos calcular a temperatura da mistura:

$$L_o = (Q_x \cdot L_x + Q_D \cdot L_D) / Q$$

$$t = (733536 \times 15 + 113400 \times 20) / 846936 = 15,7^\circ\text{C}$$

Calculemos o Oxigênio Dissolvido da mistura OD

$$L_o = (Q_x \cdot L_x + Q_D \cdot L_D) / Q$$

$$\text{OD} = (733536 \times 9,0 + 113400 \times 0) / 846936 = 7,8 \text{ mg/L}$$

Piveli e Kato, 2006 apresentam as seguintes relações para as misturas: DBO, OD e Temperatura:

Para o cálculo da DBO da mistura:

$$\text{DBO}_{\text{mistura}} = (Q_{\text{rio}} \times \text{DBO}_{\text{rio}} + Q_{\text{córrego}} \times \text{DBO}_{\text{córrego}}) / (Q_{\text{rio}} + Q_{\text{córrego}})$$

Para o cálculo do oxigênio dissolvido da mistura:

$$\text{OD}_{\text{mistura}} = (Q_{\text{rio}} \times \text{OD}_{\text{rio}} + Q_{\text{córrego}} \times \text{OD}_{\text{córrego}}) / (Q_{\text{rio}} + Q_{\text{córrego}})$$

Para a temperatura da mistura:

$$T_{\text{mistura}} = (Q_{\text{rio}} \times T_{\text{rio}} + Q_{\text{córrego}} \times T_{\text{córrego}}) / (Q_{\text{rio}} + Q_{\text{córrego}})$$

Exemplo 1.2 (Pivelli e Kato, 2006)

Dado um rio poluído com vazão de 5 L/s, DBO igual a 50mg/L, concentração de oxigênio dissolvido igual a 32 mg/L e temperatura de 26°C, descarrega suas água em um rio de vazão igual a 45 L/s, DBO igual a 5mg/L, oxigênio dissolvido igual a 6,5mg/L e temperatura de 20°C. Supondo-se que a 50m a jusante a mistura já tenha sido completada, quais as características das águas do rio neste ponto?

$$\text{DBO}_{\text{mistura}} = (Q_{\text{rio}} \times \text{DBO}_{\text{rio}} + Q_{\text{córrego}} \times \text{DBO}_{\text{córrego}}) / (Q_{\text{rio}} + Q_{\text{córrego}})$$

$$\text{DBO}_{\text{mistura}} = (45 \times 5 + 5 \times 50) / (45 + 5) = 9,5 \text{ mg/L}$$

$$\text{OD}_{\text{mistura}} = (Q_{\text{rio}} \times \text{OD}_{\text{rio}} + Q_{\text{córrego}} \times \text{OD}_{\text{córrego}}) / (Q_{\text{rio}} + Q_{\text{córrego}})$$

$$\text{OD}_{\text{mistura}} = (45 \times 6,5 + 5 \times 2) / (45 + 5) = 6,05 \text{ mg/L}$$

$$T_{\text{mistura}} = (Q_{\text{rio}} \times T_{\text{rio}} + Q_{\text{córrego}} \times T_{\text{córrego}}) / (Q_{\text{rio}} + Q_{\text{córrego}})$$

$$T_{\text{mistura}} = (45 \times 20 + 5 \times 26) / (45 + 5) = 20,6^\circ\text{C}$$

1.6 Mistura de diversas águas com pH

Vamos seguir o exemplo dado por Piveli e Kato, 2006.

Exemplo 1.3

Seja uma cidade que tem uma Estação de Tratamento de Água que produz vazão de 20 L/s e o pH da água pH=8,0. Existe ainda um poço tubular profundo com vazão de 5 L/s e pH=9,0 e uma fonte de água que é clorada e tem vazão de 5 L/s e pH=6,0. Achar o pH da mistura?

Lembremos que o $\text{pH} = -\log(\text{H}^+)$ e que $(\text{H}^+) = 10^{-\text{pH}}$

$$(\text{H}^+)_{\text{mistura}} = (Q_{\text{eta}} \times (\text{H}^+)_{\text{eta}} + Q_{\text{poço}} \times (\text{H}^+)_{\text{poço}} + Q_{\text{fonte}} \times (\text{H}^+)_{\text{fonte}}) / (Q_{\text{eta}} + Q_{\text{poço}} + Q_{\text{fonte}})$$

$$(\text{H}^+)_{\text{mistura}} = (20 \times 10^{-8} + 5 \times 10^{-9} + 5 \times 10^{-6}) / (20 + 5 + 5) = 0,1735 \times 10^{-6}$$

$$(\text{pH})_{\text{mistura}} = -\log(0,1735 \times 10^{-6}) = \mathbf{6,76}$$

1.7 Vazão $Q_{7,10}$

A vazão Q usada é a conhecida vazão ecológica também chamada de $Q_{7,10}$ com sete dias consecutivas e período de retorno de 10anos.

A vazão $Q_{7,10}$ é usada como a vazão mínima nos projetos de avaliação das cargas poluidoras.

1.8 Oxigênio dissolvido

O oxigênio dissolvido (OD) é encontrado em bolhas microscópicas de oxigênio que ficam misturadas na água e que ficam entre as moléculas.

É um importante indicador para ver a existência da vida aquática. O oxigênio entra na água por absorção diretamente da atmosfera ou pelas plantas aquáticas e pela fotossíntese das algas.

O oxigênio é removido da água pela respiração e decomposição da matéria orgânica e medido em mg/L.

A maioria dos peixes não sobrevive quando a quantidade de OD < 3mg/L. Para a criação de peixes o ideal é OD entre 7mg/L a 9mg/L.

1.9 Vazão de esgotos

Conforme Sperling, 1996 a vazão de esgotos considerada em estudos de autodepuração é usualmente a vazão *média*, sem coeficientes para a hora e o dia de menor consumo.

A vazão de esgotos é obtida através dos procedimentos convencionais, utilizando-se dados de população, contribuição per capita, infiltração, contribuição específica (no caso de despejos industriais) etc.

1.10 Oxigênio dissolvido no rio, a montante do lançamento

O teor de oxigênio dissolvido em um curso d'água, a montante do lançamento dos despejos, é um produto das atividades na bacia hidrográfica a montante.

Caso não seja possível coletar amostras de água neste ponto, pode-se estimar a concentração de OD em função do grau de poluição aproximado do curso d'água. Se este apresentar *poucos indícios de poluição*, OD pode ser adotado, por segurança, como 80 a 90% do valor de saturação de oxigênio conforme Sperling, 1996.

Metcalf & Eddy adotam 90% do valor da saturação.

Caso o curso d'água já se apresente bem poluído a montante, justifica-se uma campanha de amostragem, ou mesmo que os estudos de autodepuração se estendam para montante, de forma a incluir os principais focos poluidores. Em tal situação, o valor de OD será bem inferior ao teor de saturação.

1.10 Oxigênio dissolvido no esgoto

Conforme Sperling, 1996 nos esgotos, os teores de oxigênio dissolvido são normalmente nulos ou próximos a zero. Isto se deve à grande quantidade de matéria orgânica presente, implicando em um elevado consumo de oxigênio pelos microrganismos decompositores. Assim, adota-se usualmente, nos cálculos de autodepuração, o OD do esgoto bruto como zero.

Caso o esgoto seja tratado, as seguintes considerações podem ser efetuadas:

- *Tratamento primário*. Efluentes de tratamento primário podem ser admitidos como tendo OD igual a zero.
- *Tratamento anaeróbio*. Efluentes de processos anaeróbios de tratamento possuem também um OD igual a zero.
- *Lodos ativados e filtros biológicos*. Efluentes desses sistemas sofrem uma certa aeração nos vertedores de saída dos decantadores secundários, podendo o OD subir a 2 mg/l ou mais. Se o emissário de lançamento final for longo, este oxigênio poderá vir a ser consumido, face à DBO remanescente do tratamento.
- *Lagoas facultativas*. Efluentes de lagoas facultativas podem apresentar teores médios de OD elevados, em torno de 5 a 6 mg/l face à produção de oxigênio puro pelas algas.

Dica: quando não temos dados podemos adotar para o rio 80% a 90% da saturação de oxigênio dissolvido.

Dica: quando não se tem dados podemos supor que DO= 1mg/L no runoff.

1.11 DBO₅ do esgoto

A concentração da DBO₅ dos esgotos domésticos brutos tem um valor médio da ordem de 250-350 mg/l (mg/l= g/m³).

Pode-se estimar também a DBO dos esgotos domésticos através da divisão entre a carga de DBO (kgDBO/d) e a vazão de esgotos (m³/d).

Dica: caso não tenhamos dados sobre DBO podemos adotar DBO entre 1,5mg/L a 3,0mg/L em rios.
Para o caso de runoff 3mg/L.

Demanda total diária e por habitante

Conforme Dacach, 1984 a transformação para se obter oxigênio:

$$Dt = V \times DBO$$

Sendo:

V= volume de produção diário de esgoto (m³/dia)

DBO= demanda (mg/L=g/m³)

Dt= demanda diária de oxigênio (g)

$$Dh = Dt / P$$

Sendo:

Dh=demanda de oxigênio por habitante (g)

P= população habitantes

Exemplo 1.4

Seja uma cidade com P=50 mil habitantes e DBO de 300mg/L. Calcular a produção diária de oxigênio consumido pela DBO se o volume V= 10.000m³/dia

Dt= V x DBO

300mg/L= 300 g/m³

Dt= 10.000 m³/dia x 300mg/L= 3.000.000g/dia

Dh= Dt / P

Dh= 3.000.000g/dia / 50.000hab= 60g/habitante por dia

A norma da ABNT NB 570/1990 para projeto de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários admite 54g/hab x dia de DBO para projetos quando não se tem dados.

População equivalente

Ainda segundo Dacach, 1984 a população equivalente pode ser definida como:

$$Pe = Di / Dh$$

Sendo:

Pe= população equivalente ao esgoto de uma indústria, por exemplo (hab)

Di= demanda diária (g)

Dh= demanda de oxigênio devido a DBO adotada como mínimo como por exemplo 54g/hab x dia.

Exemplo 1.5

Calcular a população equivalente a uma indústria cuja demanda diária seja de 140.000g de oxigênio.

Admitir Dh= 54 g/hab x dia

Pe= Di / Dh

Pe= 140000 / 54 = 2593hab.

Caso haja despejos industriais significativos, estes devem ser incluídos no cálculo, principalmente aqueles oriundos de indústrias com elevada carga orgânica no efluente, como as do ramo alimentício. Tais valores podem ser obtidos por meio de amostragem ou através de dados de literatura.

A Tabela (1.3) apresenta faixas típicas de remoção da DBO de diversos sistemas de tratamento de esgotos predominantemente domésticos.

Tabela 1.3- Eficiências típicas de diversos sistemas na remoção da DBO

Sistema de tratamento	Eficiência na remoção de DBO (%)
Tratamento primário	35 – 40
Lagoa facultativa	70 – 85
Lagoa anaeróbia-lagoa facultativa	70 – 90
Lagoa aerada facultativa	70 – 90
Lagoa aerada de mistura completa-lagoa de decantação	70 – 90
Lodos ativados convencional	85 – 93
Aeração prolongada	93 – 98
Filtro biológico (baixa carga)	85 – 93
Filtro biológico (alta carga)	80 – 90
Biodisco	85 – 93
Reator anaeróbio de manta de lodo	60 – 80
Fossa séptica-filtro anaeróbio	70 – 90
Infiltração lenta no solo	94 – 99
Infiltração rápida no solo	86 – 98
Infiltração subsuperficial no solo	90 – 98
Escoamento superficial no solo	85 – 95

1.12 DBO₅ no rio, a montante do lançamento

A DBO₅ no rio, a montante do lançamento, é função dos despejos lançados ao longo do percurso até o ponto em questão. São aqui também válidas as considerações sobre campanhas de amostragem e a inclusão dos focos poluidores de montante conforme Sperlíng, 1996.

Klein, 1962 in Sperlíng propõe a classificação apresentada na Tabela (1.4) na ausência de dados específicos.

Tabela 1.4- Valores de DBO₅ em função das características do curso d'água

Condição do rio	DBO ₅ do rio (mg/l)
Bastante limpo	1
Limpo	2
Razoavelmente limpo	3
Duvidoso	5
Ruim	>10

Na Tabela (1.5) apresentamos análise dos efluentes de duas lagoas de São José dos Campos, sendo uma anaeróbia e outra aeróbica. Apesar da boa redução de DBO, o efluente em DBO ainda tem 68,7mg/L o que é bastante alto.

Tabela 1.5- Efluentes das lagoas anaeróbia e aeróbia de São José dos Campos de 1963

Determinações	Valores médios do efluente tratado
Temperatura ambiente	24,9 ° C
Temperatura da água	15,0 ° C
Cor	138
Turbidez	121
Oxigênio Dissolvido (OD)	3,87 mg/L
DBO normal	68,7 mg/L
DBO filtrada	41,4 mg/L
pH	7,56
Alcalinidade total	135,4 mg/L
Nitrogênio amoniacal	13,58mg/L
Nitrogênio orgânico	0,82mg/L
Nitratos	0,085mg/L
Nitritos	0,0070mg/L
Cloretos	45,60mg/L
NMP coliformes	924 x 10 ³ /100mL
Sólidos totais	402 mg/L
Sólidos solúveis	284 mg/L
Sólidos suspensos	113mg/L
Sólidos sedimentáveis	8 ml/L
Sólidos voláteis totais	261mg/L
Sólidos suspensos voláteis	127mg/L
Sólidos solúveis voláteis	133mg/L

Fonte: Benoít, 1964

1.13 Legislação

As recomendações mais recentes brasileiras estão na Resolução Conama nº 357 /2005 que classifica os rios em classes estabelecendo limites mínimos e máximos.

Nestas condições têm-se os seguintes padrões a serem satisfeitos:

- *Padrão de lançamento* (padrão de emissão, ou seja, a qualidade que os esgotos devem possuir ao serem lançados no corpo receptor)
- *Padrão do corpo receptor* (qualidade da água a ser mantida no corpo receptor, em função de sua classe)

Para os parâmetros analisados no presente estudo, tem-se:

Padrão do corpo d'água (Classe 3):

- concentração de DBO ≤ 10 mg/l
- concentração de OD ≥ 4 mg/l

Vamos nos referir ao rio Baquirivú-Guaçu existente em Guarulhos município de São Paulo para efeito de aplicação dos conceitos das leis federais e estaduais.

1.14 Diferenças entre DBO e CDBO

A **DBO** é **basicamente** a quantidade de oxigênio dissolvido necessária pelas bactérias durante a estabilização da decomposição da matéria orgânica em condições aeróbicas conforme Dezuane, 1997.

A DBO é tipicamente dividida em duas partes: demanda por oxigênio devido aos carbonáceos CDBO e outra demanda por oxigênio devido a nitrogênio NDBO

O CDBO (Demanda bioquímica de oxigênio devido ao carbonáceo) é o resultado da quebra de moléculas orgânicas como a celulose e açúcar em dióxido de carbono e água.

A demanda de oxigênio devido ao nitrogênio **NDBO** é o resultado da quebra de proteínas. Proteínas contem açúcar ligado ao nitrogênio. Depois que é quebrada a molécula de nitrogênio forma-se usualmente a amônia que rapidamente é convertida em nitrato no meio ambiente.

DBO = CDBO + NDBO

Se medirmos a DBO e CDBO podemos achar $NDBO = DBO - CDBO$

A conversão da amônia em nitrato requer quatro vezes mais oxigênio do que a conversão da mesma quantidade de açúcar para formar o dióxido de carbono e água.

Como temos a DBO_5 temos também a $CDBO_5$ dias para a demanda carbonácea de oxigênio.

O CDBO é usado em estudos de análise da qualidade de água em rios.

A DBO é um pouco maior que a CDBO e geralmente é medido nas águas de esgotos lançados nos cursos de água.

Grau de Tratamento Requerido

Para a disposição superficial do esgoto tratado no rio Baquirivú-Guaçu, a qualidade do efluente não deve modificar a classificação do curso de água.

De acordo com o Decreto do Estado de São Paulo n.º 10.755/77, o rio Baquirivú-Guaçu está enquadrado como corpo de água pertencente à Classe 3, ou seja, águas destinadas ao abastecimento doméstico após tratamento convencional, à preservação de peixes em geral e de outros elementos da fauna e da flora e dessedentação de animais e por isso requer tratamento a nível secundário.

Por meio do Decreto do Estado de São Paulo n.º 8.468/76, nas águas de Classe 3 não poderão ser lançados efluentes, mesmo tratados, que prejudiquem sua qualidade pela alteração dos seguintes parâmetros ou valores:

I - Virtualmente ausentes:

- materiais flutuantes, inclusive espumas não naturais;
- substâncias solúveis em n-hexano;

substâncias que comuniquem gosto ou odor;

II - Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) em 5 dias, a 20°C em qualquer amostra, até 10mg/l;

III - Número Mais Provável (NMP) de coliforme até 20.000, sendo 4.000 o limite para os de origem fecal, em 100 ml, para 80% de pelo menos 5 amostras colhidas, num período de até 5 semanas consecutivas;

IV - Oxigênio Dissolvido (OD), em qualquer amostra, não inferior a 4 mg/l.

A seção II – Dos Padrões de Emissão, Artigo 18, determina que os efluentes de qualquer fonte poluidora não poderão conferir ao corpo receptor características em desacordo com o enquadramento do mesmo, na Classificação das Águas, e somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nas coleções de água desde que obedeçam as condições estabelecidas por índices máximos de vários parâmetros, dos quais se destaca para o presente caso a DBO:

- DBO_5 dias, 20°C no máximo de 60 mg/l. Este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluentes de sistema de tratamento de águas residuárias que reduza a carga poluidora em termos de DBO_5 dias, 20°C do despejo, em no mínimo 80%.

A Resolução Conama 357/05 é mais recente e mais restritiva e deverá ser obedecida verificando-se que em rios de Classe 3 o oxigênio dissolvido deverá sempre ser ≥ 4 mg/L e que a DBO deverá ser ≤ 10 mg/L.

Tabela 1.6- Resolução Conama 357/2005 aplicado a rios e lagos

Classe do rio	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	Clorofila-a µg/L
1	≥ 6	≤ 3	<10
2	≥ 5	≤ 5	<0,030 ambientes lênticos <0,050 outros
3	≥ 4	≤10	
4	≥ 2	Não citado	

Fonte: adaptado da Resolução Conama 357/05

1.14 Temperatura

Geralmente os estudos são feitos para três temperaturas conforme Azevedo Neto, 1966 e Tabela (1.7).

Tabela 1.7- Temperaturas de estudos

Faixa para estudo	Temperatura Azevedo Neto, 1966	Plínio Tomaz 2007
Condições extremas de verão	25° C	32° C
Condições extremas de inverno	15° C	13° C
Condições médias	20° C	20° C

1.15 Teoria

A equação básica para o balanço de oxigênio em um curso de água baseada nos estudos de Thomann e Muller, 1989 que foi obtida através da equação de Streeter-Phelps feita em 1925. Os primeiros estudos sobre oxigênio dissolvido começaram na Inglaterra em 1870 e nos Estados Unidos em 1912. Dois grandes pesquisadores são Thomann em 1963 e Muller em 1984. Em 1987 Thomann e Muller lançaram o livro *Principles of surface water quality modeling and control* que é um *State of Art* do assunto.

$$D = D_0 \times e^{-K_2 \times t} + \{ [K_1 / (K_2 - K_1)] \times (e^{-K_1 \times t} - e^{-K_2 \times t}) \} \times L_0 + \{ [K_N / (K_2 - K_N)] \times (e^{-K_N \times t} - e^{-K_2 \times t}) \} \times L_{0N} - (1 - e^{-K_2 \times t}) \times (p_a - R - K_s/H) / K_2$$

Sendo:

D=déficit de oxigênio (mg/L) = Cs – C

Cs= concentração de oxigênio de saturação na água numa determinada altitude e numa determinada temperatura (mg/L)

C= concentração numa determinada temperatura (mg/L)

e= número e= 2,718...

K₂= coeficiente de aeração(/dia)

K₁= coeficiente de consumo de oxigênio (oxidação) pela DBO (/dia)

K_N= coeficiente de consumo de oxigênio pelo nitrogênio (/dia)

K_s= coeficiente de consumo de oxigênio pelo **lodo depositado** no fundo de rio ou lago (/dia)

H= profundidade média do rio (m)

p_a= oxigênio devido a **fotossíntese** das algas (mg O₂/L /dia)

R= consumo de **oxigênio pelas algas** (/dia)

L₀= valor inicial da **DBO** (mg/L)

L_{0N}= valor inicial de oxigênio consumido devido ao **nitrito** numa temperatura determinada

t= tempo decorrido em dias

Com esta equação poderemos montar um planilha eletrônica tipo Excel onde obteremos o valor máximo do déficit de oxigênio que estará a uma certa distância = velocidade média x tempo em dias.

A clássica equação de Streeter-Phelps, bastante conhecida fica:

$$D = D_0 \times e^{-K_2 \times t} + \{ [K_1 / (K_2 - K_1)] \times (e^{-K_1 \times t} - e^{-K_2 \times t}) \} \times L_0$$

A representação gráfica da mesma está na Figura (1.4) onde podemos ver o máximo déficit de oxigênio D_c quando somente usamos duas variáveis: DBO e aeração.

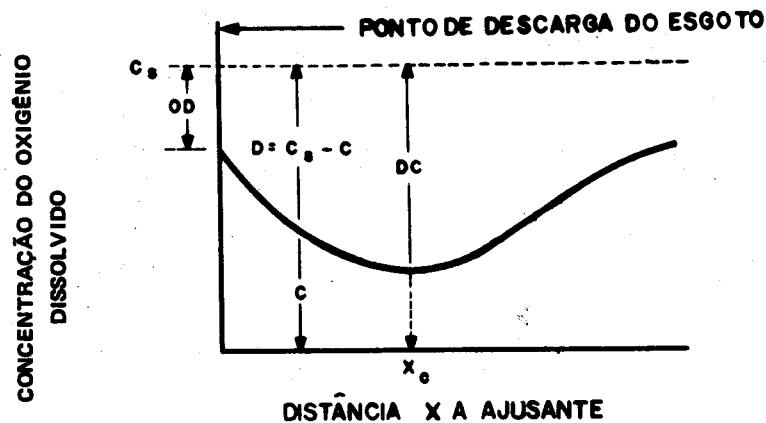


Figura 1.4- Representação gráfica da Equação de Streeter-Phelps.
 Fonte: Leme, 1977

Os valores obtidos conforme Metcalf e Eddy, 1993 são:

$$t_c = (1 / (K_2 - K_1)) \times \ln \left((K_2 / K_1) \times (1 - D_o \times (K_2 - K_1) / (K_1 \times L_o)) \right)$$

Sendo:

t_c = tempo onde ocorre o máximo déficit de oxigênio, ou seja, o déficit crítico de oxigênio D_c (dia)

K_2 = coeficiente de aeração (/dia)

K_1 = coeficiente de consumo de oxigênio (oxidação) pela DBO (/dia)

D_o = é o **deficit** de oxigênio no início (mg/L)

L_n = logaritmo neperiano

L_o = valor inicial da DBO_5 . É a DBO antes da contagem dos 5 dias. Após 5 dias teremos a DBO_5 .

O valor máximo de D_c será:

$$D_c = (K_1 / K_2) \times L_o \times e^{-K_1 \times t_c}$$

Sendo:

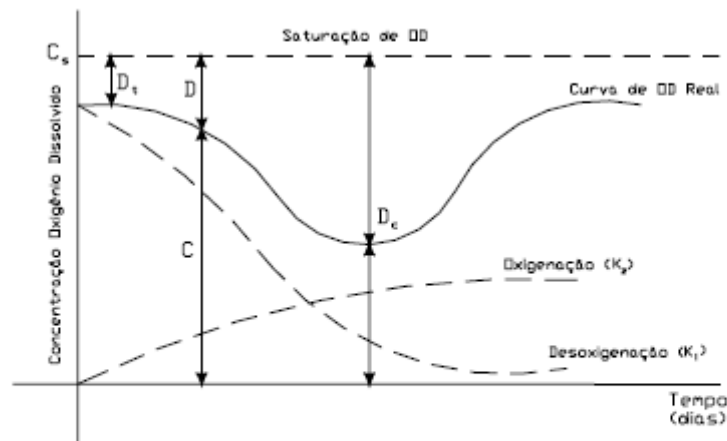
D_c = déficit crítico de oxigênio (mg/L). É o maior déficit que ocorre no tempo t_c em dias.

L_o = valor inicial da DBO_5 . É a DBO antes da contagem dos 5 dias. Após 5 dias teremos a DBO_5 .

K_2 = coeficiente de aeração (/dia)

K_1 = coeficiente de consumo de oxigênio (oxidação) pela DBO (/dia)

t_c = tempo crítico (dias)



C → concentração;
D → déficit;
D_c → déficit crítico;

Figura 1.5- Curva do déficit de oxigênio
Fonte: Urias et al, 2006

Exemplo 1.6

Calcular o oxigênio dissolvido a 20°C em um rio que tem DBO=Lo=10,9mg/L DO=7,6mg/L. O coeficiente de desoxigenação da DBO K₁=0,2/dia; O rio tem profundidade média de 3,0m e velocidade média de 0,3m/s. O oxigênio de saturação do local é 9,1mg/L.

Vamos usar o método de Streeter-Phelps

$$D_o = 9,1 - 7,6 = 1,5 \text{ mg/L}$$

A constante de reoxidação K₂ pode ser obtida de:

$$K_2 = 3,9 \times v^{0,5} / H^{1,5}$$

$$K_2 = 3,9 \times 0,3^{0,5} / 3,0^{1,5} = 0,41 \text{ /dia}$$

$$t_c = (1 / (K_2 - K_1)) \times \ln ((K_2 / K_1) \times (1 - D_o \times (K_2 - K_1) / (K_1 \times L_o)))$$

$$t_c = (1 / (0,41 - 0,2)) \times \ln ((0,41 / 0,2) \times (1 - 1,5 \times (0,41 - 0,2) / (0,2 \times 10,9))) = 2,67 \text{ dias}$$

$$D_c = (K_1 / K_2) \times L_o \times e^{-K_1 \times t_c}$$

$$D_c = (0,2 / 0,41) \times 10,9 \times e^{-0,2 \times 2,67} = 3,1 \text{ mg/L}$$

Portanto em 2,67 dias o déficit de oxigênio no rio será o maior possível, isto é, 3,1 mg/L.

1.16 Coeficiente de oxidação K₁ da DBO

O coeficiente de oxidação ou desoxigenação denominado K₁ varia de 0,1/dia a 4,0/dia sendo um valor típico K₁=0,2/dia.

Pode ser obtido de equações empíricas citado por Huber, 1993 in Maidment:

$$K_1 = 1,89 / Q^{0,49}$$

Sendo:

$$Q = \text{vazão do rio (m}^3\text{/s)} = Q_{7,10}$$

A vazão Q usada é a conhecida vazão ecológica também chamada de Q_{7,10} com sete dias consecutivas e período de retorno de 10anos.

A Tabela (1.8) apresenta alguns valores de K₁ na base “e”. Esclarecemos o porque da base “e” pois usou-se há tempos a base 10 dos logaritmos na teoria geral do déficit de oxigênio dissolvido.

Quando os esgotos forem mais depurados, então menores serão os coeficientes K₁. Pela experiência foi provado que quando o lançamento de esgotos for mais poluentes, maior é a oxidação e portanto maior deve ser o K₁ adotado.

O K₁ geralmente é na base “e” mas caso tenhamos K₁ na base 10 e queremos passar para a base “e” basta multiplicar por 2,303.

$$K_{1 \text{ base e}} = K_{1 \text{ base 10}} \times 2,303$$

Tabela 1.8- Valores de K_1

Tipo de tratamento	K_1 na base e
Tratamento secundário	0,3 a 1,5
Tratamento melhor que secundário	0,3 a 0,5
Tratamento instável com sedimentos no fundo	0,2 a 0,4

Fonte: Brown, 1995

Exemplo 1.7

Calcular o coeficiente K_1 de oxidação da DBO para um rio com vazão $Q_{7,10} = 8,49 \text{ m}^3/\text{s}$.

$$K_1 = 1,89 / Q^{0,49}$$

$$K_1 = 1,89 / 8,49^{0,49} = \mathbf{0,66/\text{dia}}$$

Thomann e Mueller apresentaram a seguinte relação que adaptada para unidades SI ficam:

$$K_1 = \mathbf{0,44 / H^{0,434}} \quad \text{quando } 0 < H < 2,4\text{m}$$

$$K_1 = \mathbf{0,30} \quad \text{para } H > 2,40\text{m}$$

Exemplo 1.8

Calcular o coeficiente K_1 de oxidação da DBO para rio com profundidade de 2,0m.

$$K_1 = 0,44 / H^{0,434} \quad \text{quando } 0 < H < 2,4\text{m}$$

$$K_1 = 0,44 / 2^{0,434} = 0,33$$

1.17 Coeficiente de correção θ

O coeficiente K_1 é sempre referido a temperatura de 20° C.

Caso a temperatura seja diferente de 20°C o novo valor de K_1 passa a ser calculado da seguinte maneira:

$$K_1 = K_1 \times \theta^{(\text{temperatura}-20)}$$

Os valores de θ variam de autor para autor conforme se podem ver na Tabela (1.9).

Tabela 1.9- Valores dos coeficiente θ usuais na base "e" com as referências

Processo	Coeficiente	Valor de θ	Referência
Oxidação do DBO	K_1	1,047	Camp
Rearação de DO	K_2	1,024	Camp
Oxidação devido ao nitrogênio NOD (<i>nitrogenous oxygen demand</i>)	K_N	1,085 (1,026 a 1,1)	Bowie et al
Decaimento de bactérias patogênicas e virus	K_B	1,07 (1,035 a 1,05)	Mancini
Oxigênio consumido pelo lodo	K_s	1,065	Thomann e Mueller
Respiração R	R_{20}	1,08	Thomann e Mueller
Fotossíntese	pa_{20}	1,066	Thomann e Mueller

Fonte: adaptado de Huber, 1993

A correção da temperatura no coeficiente K_1 também é aplicada para os coeficientes K_2 , K_N , K_B , K_s e valores R_{20} da respiração e pa_{20} da fotossíntese conforme Tabela (1.8).

$$K_1 = K_1 \times \theta^{(\text{temperatura}-20)}$$

$$K_2 = K_2 \times \theta^{(\text{temperatura}-20)}$$

$$K_N = K_N \times \theta^{(\text{temperatura}-20)}$$

$$R = R_{20} \times \theta^{(\text{temperatura}-20)}$$

$$pa = pa_{20} \times \theta^{(\text{temperatura}-20)}$$

$$Coli = Coli_{20} \times \theta^{(\text{temperatura}-20)}$$

$$K_s = K_s \times \theta^{(\text{temperatura}-20)}$$

1.18 Oxigênio consumido pelo nitrogênio (NOD)

A química do nitrogênio é complexa pois o nitrogênio se apresenta de 10 maneiras, sendo que para o sistema aquático somente interessa 4 conforme Sawyer, et al 1994.

As fezes de animais, as plantas mortas produzem amônia.

Proteínas (nitrogênio orgânico) + Bactérias \rightarrow NH_3

A amônia com ações de bactérias denominadas nitrosomonas se transformam em nitrito e em presença de bactérias denominadas nitrobactérias se transformam em nitrato.

O nitrato não deve ser maior que 10mg/L nas águas de abastecimento público de água potável, pois causa doença a *metahemoglobinemia* infantil que é letal para crianças, pois o nitrato é reduzido a nitrito na corrente sanguínea, competindo com o oxigênio livre, tornando o sangue azul conforme Piveli e Kato, 2005.

Nitrogênio Amoniacal (NH₃)

A amônia na forma livre NH₃, isto é, a amônia não ionizada é tóxica aos peixes e na forma ionizada NH₄ não é tóxica. A amônia livre em concentrações maiores que 0,2mg/L causam fatalidades a varias espécies de peixes conforme Sawyer et al 1994.

Nos Estados Unidos não é permitido mais que 0,02mg/L de amônia livre mas águas dos rios. De maneira geral para pH das águas de rio menores que 8, a concentração de amônia é menor que 1mg/L.

Nitrogênio Kjeldahn (NTK)

É o nitrogênio orgânico com o nitrogênio em forma de amônia. O NTK é a forma predominante do nitrogênio nos esgotos domésticos brutos; daí a sua importância como parâmetro químico na qualidade das águas. A média do nitrogênio *Kjeldahl* é 1,67mg/L.

Nitrato (NO₃)

O nitrogênio em forma de amônia se transforma com o tempo, dependendo das condições físicas e químicas do meio aquático em nitrito e, posteriormente em nitrato.

A presença do nitrogênio na forma de nitrato no corpo d'água é um indicador de poluição antiga relacionada ao final do período de nitrificação ou pode caracterizar o efluente de uma estação de tratamento de esgotos sanitários a nível terciário, onde o processo de nitrificação é induzido e controlado, com o objetivo da redução de nutrientes.

O nitrato (mg/L) pode sofrer o processo de desnitrificação sendo reduzido a nitrogênio gasoso.

O nitrito e o nitrato têm em média 0,837mg/L.

Na conversão de nitrogênio para NO₃ e para NO₂ consome oxigênio que é conhecido como NOD (*nitrogenous oxygen demand*).

O valor de NOD conforme Huber, 1993 é:

$$Lo_N=NOD= 4,57 \times TKN + 1,14 \times NO_2$$

Sendo:

Lo_N=NOD= *nitrogenous oxygen demand* (mg/L) a 20° C

NTK= *Kjeldahn* (NTK). O NTK é a soma do NH₃ + os nitrogênios orgânicos (mg/L)

NO₂= nitrito (mg/L)

Os valores de K_N variam de 0,2/dia a 0,6/dia, mas podem variar também de 0,02/dia a 6,0/dia conforme Huber, 1993. Ver Tabela (1.9) onde temos alguns coeficientes K_N.

O esgoto doméstico contém de 15mg/L a 30mg/L de nitrogênio total sendo 60% nitrogênio amoniacal e 40% nitrogênio orgânico.

Nota: Thomann e Muller, 1987 usam:

$$Lo_N=NOD= 4,57 \times (No+Na)$$

Sendo:

No=concentração de nitrogênio orgânico

Na= concentração de amônia

Para a média municipal de entrada de esgotos o NOD é de 220 mg/Lm No=20mg/L de nitrogênio orgânico e Na=28 mg/L de NH₃.

$$Lo_N=NOD= 4,57 \times (No+Na)$$

$$Lo_N=NOD= 4,57 \times (20+28)=220 \text{ mg/L}$$

Conforme Thomann e Muller, 1987 temos:

O runoff produz Na=0,6mg/L e No=1,7mg/L

No Uruguai Na=20mg/L e No=18mg/L

New York temos: Na=6,4mg/L e No=6,3 mg/L

Los Angeles: Na= 8,3mg/L e No= 6,7mg/L

Dica: Quando não se tem dados, adotar em climas quentes 1,5mg/L de NH₃ e 0,5mg/L em climas frios.

Dica: Quando não se tem dados adotar em rios adotar NOD (demanda de oxigênio devido ao nitrogênio) entre 0,5mg/L a 1,5mg/L

Dica: em runoff adotar NH₃=0

Abaixo de 10°C a influência do nitrogênio é inibida. Quando OD<2mg/L a nitrificação é inibida também.

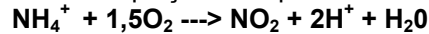
O resultado da nitrificação é o nitrato, que causa sérias doenças em crianças conforme Chafra in Mays, 1996.

Conforme Thomann e Muller, 1987 a presença da amônia em águas naturais se deve a descargas de esgotos ou a decomposição de matéria orgânica de varias formas.

1.19 Toxidez da amônia

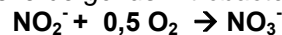
A amônia existe em duas formas naturais: o íon de amônia NH_4^+ e a amônia gás NH_3 . O íon de amônia NH_4^+ não causa nenhum problema, entretanto a amônia não ionizada em forma de gás NH_3 é tóxica a peixes.

Conforme Thomann e Muller, 1987 a amônia é oxidada sob condições aeróbicas e se transforma em nitrito pela ação das bactérias do *genus Nitrosomonas*. A equação de equilíbrio é:



A reação requer 3,43g de oxigênio para 1g de nitrogênio oxidado a nitrito.

O nitrito então é oxidado para nitrato pela bactéria do *genus Nitrobacter* da seguinte maneira:



Esta reação requer 1,14g de oxigênio para 1 g de nitrito para oxidar para nitrato.

O total de oxigênio utilizado para a inteira nitrificação é 4,57g de oxigênio por grama de amônia oxidada para nitrato.

Quando o pH aumenta a reação tende para o lado direito e conseqüentemente um alto nível de pH da água resulta num nível alto de *amônia não ionizada* conforme Figura (1.6).

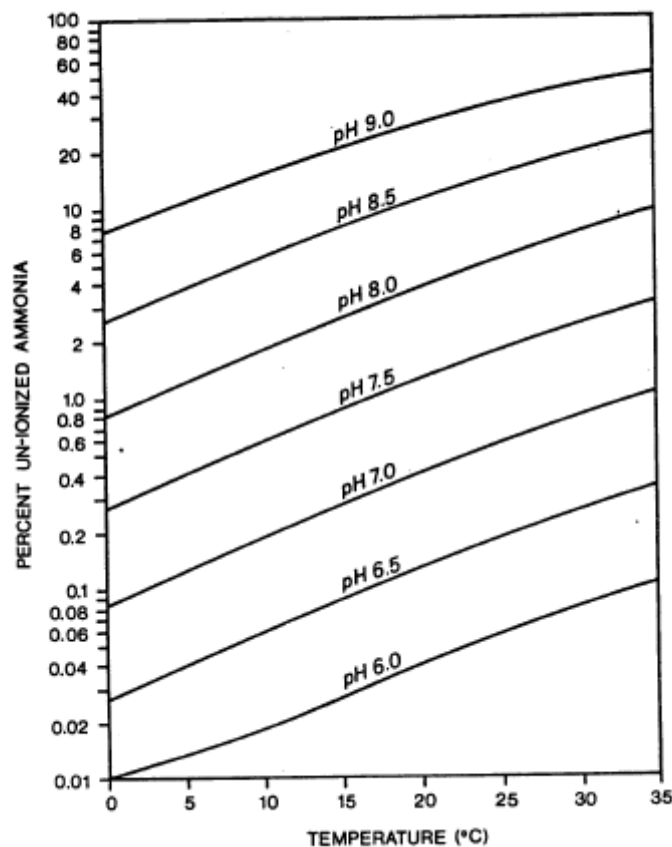


Figura 1.6- Porcentagem de amônia não ionizada em porcentagem

Fonte: Usepa, 1985

Resumindo, o problema do nitrogênio em um rio ou córrego tem varias facetas. Primeiramente causa a depleção do oxigênio através da nitrificação. Isto causa um produto não esperado (*byproduct*) chamado nitrato que é um poluente conforme Chafra in Mays, 1996. Depois forma um *íon não ionizado* que é tóxico a organismos aquáticos. Finalmente a amônia e o nitrato são nutrientes essenciais para a fotossíntese, que estimulará o crescimento de plantas aquáticas.

Exemplo 1.9

Calcular o valor de Lo_N para um esgoto bruto de São José dos Campos de 13 de dezembro de 1960 quando a metade da cidade teve o seu esgoto tratado com duas lagoas em série que constituíam o método Australiano elaborado pelo engenheiro civil Benoit Almeida Victoretti conforme sua tese de doutoramento de 1964.

Temperatura = 22,1°C
 DBO= 338 mg/L
 pH= 6,6
 Alcalinidade total= 124,60mg/L
 Nitrogênio amoniacal= 18,90mg/L
 Nitrogênio orgânico= 1,98mg/L
 Nitritos= 0,25mg/L
 Nitratos= 0,11mg/L
 Cloretos= 46,60mg/L
 Sólidos sedimentáveis= 157,70 ml/L
 Sólidos suspensos= 318,30mg/L
 Sólidos totais= 641,50mg/L
 Coliformes totais= 83×10^6 NMP/ 100mL

$$NTK = 18,90 + 1,98 = 20,88 \text{ mg/L}$$

$$Lo_N = NOD = 4,57 \times TKN + 1,14 \times NO_2$$

$$Lo_N = NOD = 4,57 \times 20,88 + 1,14 \times 0,25 = 95,71 \text{ mg/L de } O_2$$

Caso $K_N = 0,4$ o valor a ser usado na fórmula geral será igual:

$$Lo_N = K_N \times Lo_N = 0,4 \times 95,71 = 38,28$$

Exemplo 1.9B

Com os mesmos dados do Exemplo (1.9) calcular usando a equação de Thomann e Muller, 1987:

$$Lo_N = NOD = 4,57 \times (No + Na)$$

$No = 1,98 \text{ mg/L}$

$Na = 18,90 \text{ mg/L}$

$$Lo_N = NOD = 4,57 \times (No + Na)$$

$$Lo_N = NOD = 4,57 \times (1,58 + 18,90) = 95,2 \text{ mg/L de } O_2$$

Tabela 1.10- Valores de K_N conforme o curso de água

Tipo de curso de água	K_N a 20°C na base "e" 20° C
Rios fundos	0,1 a 0,3
Rio raso com algumas pedras no fundo	0,3 a 0,5
Rio raso com fundo rochoso	0,6 a 0,8
Rios com sedimento no fundo	0,0 a 0,02
Para corpos de água grandes e fundos (Thomann e Muller, 1987)	0,1 a 0,5
Para rios pequenos (Thomann e Muller, 1987)	1/dia
Nota: entre 5°C e 10°C (Thomann e Muller, 1987)	0

Um valor típico de $K_N = 0,3/\text{dia}$ a 20° C.

$$K_N = K_N \times \theta^{(\text{temperatura}-20)}$$

$$K_N = K_N \times 1,08^{(\text{temperatura}-20)} \quad \text{Thomann e Muller, 1987}$$

Devemos observar que para o consumo de nitrogênio a entrada dos valores na fórmula geral entra de uma maneira diferente da respiração R e fotossíntese p.

$$D = D_0 \times e^{-K_2 \times t} + \left\{ \frac{K_1}{(K_2 - K_1)} \right\} \times (e^{-K_1 \times t} - e^{-K_2 \times t}) \times L_0$$

$$+ \left\{ \frac{[Kn]}{(K_2 - Kn)} \right\} \times (e^{-Kn \times t} - e^{-K_2 \times t}) \times L_0$$

$$- (1 - e^{-K_2 \times t}) \times (p - R - K_s/H) / K_2$$

As transformações do nitrogênio são:

- NH₃ Transforma-se em amônia ionizada NH₄⁺
 - NH₄⁺ a amônia ionizada com bactérias nitrosomonas transforma-se em nitrito NO₂⁻
 - NO₂⁻ o nitrito com as nitrobactérias transforma-se em nitrato NO₃⁻
- A Figura (1.7) mostra as transformações ocorridas com o nitrogênio.

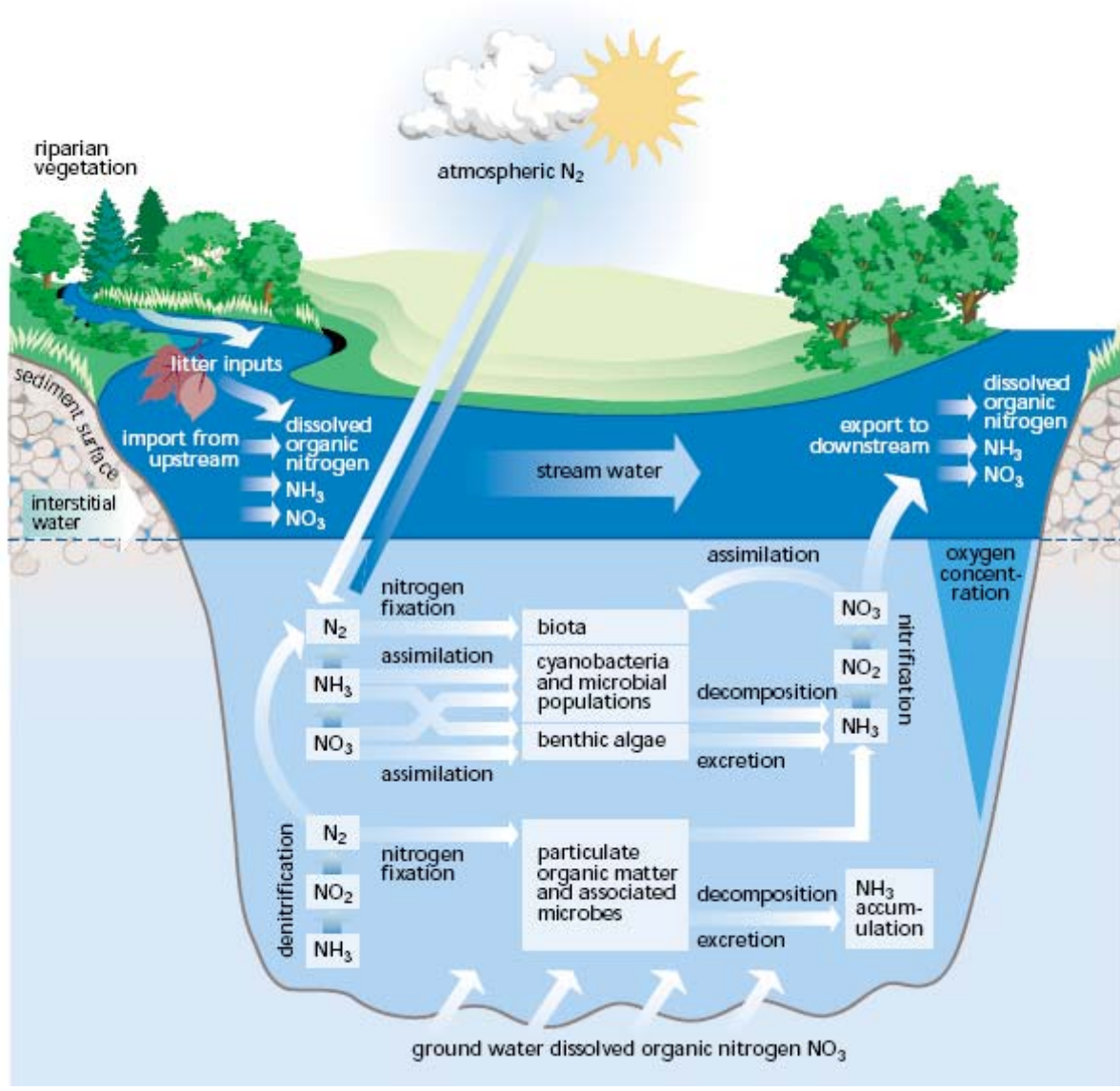


Figura 1.7- Transformações do nitrogênio
 Fonte: Stream corridor processes characteristics and functions

1.19 Respiração

Da mesma maneira que a fotossíntese a respiração é devido ao fitoplâncton clorofila "a"

$$R = aop \times \mu r \times P$$

Sendo:

R= respiração pelo fitoplâncton (mg/L x dia). Exemplo: R=0,25 mg O₂/ L x dia.

aop= razão em mg de DO/ µg de clorofila a . Varia de 0,1 a 0,3.

µr= taxa de respiração do fitoplâncton que varia de 0,05/dia a 0,25/dia, sendo usual a taxas de 0,1/dia usada no programa STREADO.

P= fitoplâncton clorofila-a em µg/L

Conforme Thomann e Muller, 1987 temos:

$$\begin{aligned} R &= aop \times \mu r \times P \\ aop &= 0,25 \text{mg/L} \quad \mu r = 0,1/\text{dia} \\ R &= 0,25 \times 0,1 = 0,025 \times P \end{aligned}$$

Exemplo 1.10

µr= 0,1 /dia

aop= 0,25 razão em mg de DO / µg de clorofila-a que varia de 0,1 a 0,3. Vamos adotar aop=0,25 que é a taxa de luz que produz demanda de oxigênio saturado.

P= clorofila-a em µg/L= 10 µg/L

$$\begin{aligned} R &= aop \times \mu r \times P \\ R &= 0,25 \times 0,1 \times 10 = 0,025 \times 10 = 0,25 \text{ mg O}_2/\text{L x dia} \end{aligned}$$

A USEPA, 1985 recomenda para a respiração a equação:

$$R \text{ (mg/L/dia)} = 0,024 \times \text{(clorofila a) (µg/L)}$$

Geralmente os valores da clorofila-a na faixa de 0,0 a 0,017mg/L obtendo dados de respiração R que varia de 0 a 0,408mg/L/dia.

Exemplo 1.11

Dado o valor da clorofila-a de 10 µg/L achar a RESPIRAÇÃO.

$$R \text{ (mg/L/dia)} = 0,024 \times \text{(clorofila-a) (µg/L)}$$

$$R \text{ (mg/L/dia)} = 0,024 \times 10 = 0,24 \text{ mg O}_2/\text{L x dia}$$

1.20 Fotossíntese

Através do site <http://www.ufrj.br/institutos/it/de/acidentes/fito.htm> expomos uma explicação sobre o que é a clorofila-a.

Costuma-se utilizar a concentração de clorofila (em ug/l) para expressar a biomassa fitoplanctônica. Assim, o estudo do fitoplâncton e da biomassa (Clorofila-a), associado aos parâmetros físicos e químicos, pode detectar possíveis alterações na qualidade das águas, bem como avaliar tendências ao longo do tempo, que se reflitam em modificações no habitat ou no comportamento dos organismos aquáticos. Além disso, a análise dos níveis de clorofila pode estabelecer uma correlação entre a ocorrência das espécies e a biomassa e, desta forma, buscar indicadores biológicos da qualidade de água.

As algas (e outras partículas em suspensão) contidas numa amostra de água e retidas em papel de filtro, serão analisadas em laboratório para a obtenção da concentração da Clorofila-a. Um dos métodos, consiste na extração, durante 12 horas, com acetona a 90%, dos pigmentos existentes no resíduo da filtração da amostra de água. Após esse tempo, a solução é centrifugada e o líquido obtido tem sua absorvância determinada, nos comprimentos de onda específicos (Aminot e Chaussepied, 1983).



Figura 1.8- Mostra coleta de amostra usando garrafa tipo Van Dorn

As amostras de superfície são coletadas diretamente nos frascos conforme Figura (1.8) e as amostras de profundidade, são obtidas com auxílio da garrafa tipo *Van Dorn* de 2 litros.

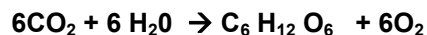
A concentração de clorofila-a na água está diretamente relacionada com a quantidade de algas presentes no manancial. A concentração excessiva de algas confere aos lagos a aparência indesejável de "sopa de ervilha". As características da qualidade da água determinam que espécies de algas estão presentes.

Lagos com elevados níveis de nutrientes, tendem a suportar um maior número de algas do que aquelas com baixo nível desses elementos. Outros fatores, como: temperatura, profundidade, pH e alcalinidade, também influem nas espécies e no número de algas encontradas nos lagos.

As plantas aquáticas e o fitoplâncton têm um efeito muito grande na concentração do oxigênio dissolvido num corpo de água.

Fotossíntese é o processo em que a energia solar se converte em água e dióxido de carbono e glicose.

A reação da fotossíntese pode ser escrita assim:



A produção do oxigênio é acompanhada da remoção de hidrogênio da água formando peróxido que é quebrado em água e oxigênio.

Existem dez tipos de clorofila, sendo a mais importante a **Clorofila-a** seguida da **feofitina-a** conforme Figuras (1.9) e (1.10). No manancial do Tanque Grande em Guarulhos encontramos 0,97µg/L de clorofila-a e 2,3 µg/L de Feofitina-a.

Conforme Lamparelli, 2004 a relação entre clorofila-a e feofitina-a é 1:1 em rios e 2:1 em reservatórios sendo adotado em seu trabalho a **clorofila-a corrida para feofitina-a** que foi adotada com indicadora de biomassa fitoplanctônica tanto para reservatórios como para rios.

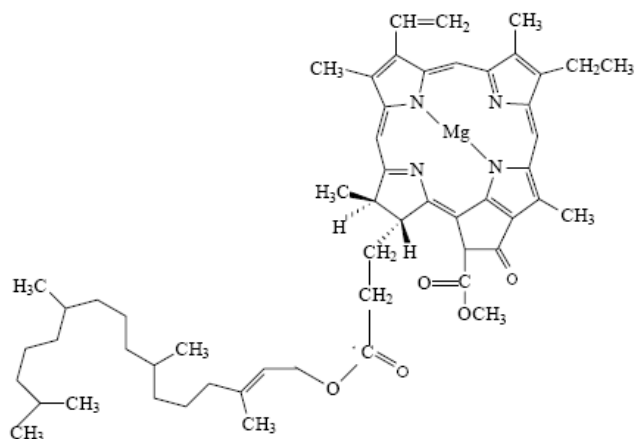


Figura 1.9-Esquema da Clorofila a. Observar o magnésio Mg

Fonte: Soares, 2006

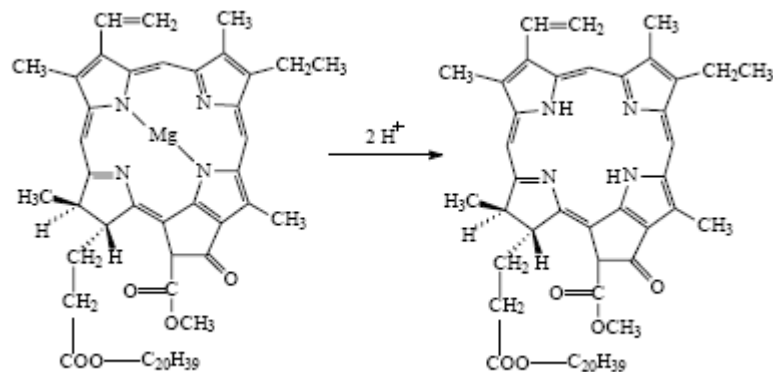


Figura 1.10- Esquema da transformação da Clorofila-a em feofitina-a. Observar a remoção do Mg.
Fonte: Soarez, 2006

Clorofila-a

A clorofila está presente nas folhas das plantas, sendo crucial para a fabricação de glicose através da fotossíntese. A clorofila é produzida pela planta através dos cloroplastos. É a clorofila-a a responsável pela coloração verde das plantas e pela realização da fotossíntese.

A produção de oxigênio ocorre através da remoção do hidrogênio da água, formando peróxido que se quebra na água liberando oxigênio.

A produção de oxigênio é tão grande que a água fica supersaturada chegando até 150% a 200% acima do nível de saturação conforme Huber, 1993.

Vamos utilizar o método baseado na clorofila "a", cuja concentração não muda.

Vamos mostrar com um exemplo para facilitar a compreensão do assunto: conforme

<http://www.epa.gov/reg3wapd/tmdl/MD%20TMDLs/Urieville%20Lake/urievilDR.pdf>

Vamos fazer dois cálculos:

- Obtenção do OD devido a fotossíntese durante o dia
- Variação do OD durante o dia

1.20 Cálculo do oxigênio dissolvido durante o dia.

Devido a energia solar, a fotossíntese só ocorre durante o dia.

$$pa = ps \times G(la)$$

Sendo

pa= oxigênio dissolvido durante o dia (mg O₂/ L x dia)

ps= produção de luz que produz o oxigênio dissolvido saturado.

ps=aop x P

aop= 0,25 razão em mg de DO / µg de clorofila-a que varia de 0,1 a 0,3. Vamos adotar aop=0,25 que é a taxa de luz que produz demanda de oxigênio saturado.

P= clorofila-a em µg/L= 10 µg/L (admitido: é uma quantidade grande)

ps=0,25 x P= 0,25x 10= 2,5 µg/L = 2,5 mg O₂/ L x dia

G(la)= fator de atenuação da luz de acordo com a profundidade e em um dia

H= profundidade (m)

$$G(la) = 2,718 \times f (e^{-\alpha_1} - e^{-\alpha_0}) / (K_e \times H)$$

$$G(la) = 2,718 \times 0,6 (e^{-0,55} - e^{-1,42}) / (1,04 \times 1,87) = 0,29$$

$$pa = ps \times G(la) = 2,5 \times 0,29 = 0,73 \text{ mg O}_2 / \text{L x dia}$$

Sendo:

$$\alpha_0 = la / ls = 500/350 = 1,42$$

H= 1,87m = profundidade média (adotado)

Ke= 1,04 adotado

Ke = 1,7 / Ds sendo Ds= profundidade obtida com o disco de Secchi (m)

$$\alpha_1 = \alpha_0 \times e^{-K_e \times z} = 1,42 \times e^{-1,04 \times 0,914} = 0,55$$

Sendo:

Ke= coeficiente de extinção da luz (1/m) = 1,04/dia

la= média da radiação solar durante o dia em Langley/dia=500 Langleys/dia, 1 Langley=grama-caloria/cm²

Nota: Langley/dia (Ly – 1caloria/cm²=2,06 w/m²)

ls= luz no qual o fitoplâncton cresce ao máximo em Langley/dia e que varia de 250 a 500 = 350 Langley/dia.

Conforme Branco, 1971 são usados luxímetros ou fotômetros para registrar a intensidade luminosa em unidades langley.

f= foto período (fração da duração da luz do dia) =0,6 dia

α₀= coeficiente

α₁=coeficiente

z= profundidade de atividade da fotossíntese (m)

1.21 Estimativa da variação diurna do oxigênio devido a fotossíntese

Conforme http://www.mde.state.md.us/assets/document/TMDL/adkins/adkins_main_final.pdf acessado em 26 de dezembro de 2006:

f= 0,6dias

T=1dia

Ka=K₂=0,5/dia

pa= 0,73 mg O₂/ L x dia

$$\Delta c/pa = [(1 - e^{-K_a \times f \times T}) \times (1 - e^{-K_a \times T \times (1-f)})] / [f \times K_a \times (1 - e^{-K_a \times T})]$$

$$\Delta c/0,73 = [(1 - e^{-0,5 \times 0,6 \times 1 \text{dia}}) \times (1 - e^{-0,5 \times 1 \times (1-0,6)})] / [0,6 \times 0,5 \times (1 - e^{-0,5 \times 1 \text{dia}})]$$

$$\Delta c/0,73 = 0,39$$

$$\Delta c = 0,39 \times 0,73 = 0,29 \text{ mg O}_2 / \text{L x dia}$$

O valor Δc achado mostra que durante o dia oxigênio dissolvido aumenta ou diminui de 0,29mg

Supondo que o oxigênio dissolvido no lago é de 5,95mg/L poderá haver variação de oxigênio de 5,95-0,29=5,66 até 5,95+0,29=6,24mg/L de O₂.

Thomann e Mueller, 1987 fazem algumas simplificações:

Δc= 0,5 pa quando Ka < 2/dia Ka=K₂

Δc= 0,3 pa quando 2/dia ≤ Ka ≤ 10/dia

Como Ka =0,5/dia então:

$$\Delta c = 0,5 \text{ pa}$$

$$\Delta c = 0,5 \times 0,73 = 0,365 \text{ mg O}_2/\text{L} \times \text{dia}$$

Thomann e Muller, 1987 ainda sugerem que:

$$p_a' = p_a \times H$$

$$R' = R \times H$$

Sendo:

H= profundidade (m)

Então os valores de p_a' e R' terão as unidades: g de $\text{O}_2/\text{m}^2 \times \text{dia}$

p_a' e R' tem as unidades $\text{mg O}_2/\text{L} \times \text{dia}$

Os valores de p_a' variam de 0,3 a 3g $\text{O}_2/\text{m}^2 \times \text{dia}$ conforme Thomann e Muller, 1987 para áreas de produção moderada podendo chegar até 10 g $\text{O}_2/\text{m}^2 \times \text{dia}$ para rios onde existe uma biomassa significativa. Os níveis de respiração abrangem aproximadamente os mesmos valores.

1.22 Estimativa da quantidade de clorofila a através da quantidade de fósforo em um lago.

Fósforo total (PT)

A presença de fósforo na água pode dar-se de diversas formas. A mais importante delas para o metabolismo biológico é o ortofosfato. O fósforo é um nutriente e não traz problemas de ordem sanitária para a água. A concentração elevada de fósforo pode contribuir da mesma forma que o nitrogênio para a proliferação de algas e acelerar, indesejavelmente, em determinadas condições, o processo de eutrofização.

O fósforo total tem média de 337 $\mu\text{g}/\text{L}$ enquanto que o fósforo solúvel tem média de 100 $\mu\text{g}/\text{L}$.

Lamparelli, 2004, para rios e lagos concluiu a seguinte relação:

$$\text{Clorofila-a} = 0,081 \times (\text{PT})^{1,24}$$

Sendo:

Clorofila-a em $\mu\text{g}/\text{L}$

Fósforo total (PT) em $\mu\text{g}/\text{L}$

Exemplo 1.12

Sendo a concentração de fósforo de 50 $\mu\text{g}/\text{L}$

$$\text{Clorofila-a} = 0,081 \times (\text{PT})^{1,24}$$

$$\text{Clorofila-a} = 0,081 \times 50^{1,24} = 10,4 \mu\text{g}/\text{L}$$

1.21 Demanda de oxigênio devido ao sedimento

A demanda de oxigênio devido ao sedimento ocorre:

- Sedimentação de esgotos
- Morte de plantas e queda de folhas devido ao runoff
- Deposição do fitoplâncton
- Criação de bactérias com filamentos devido a sólidos orgânicos solúveis

No fundo do rio com profundidade H o depósito de sedimentos pode variar de localização desde sedimentação baixa como elevada. O oxigênio utilizado pelos sedimentos depende do material orgânico e dos organismos bênticos existentes no local.

$$D = [K_s / (H \times K_2)] \times (1 - e^{-k_2 \times t}) \text{ ou}$$

$$D = (K_s / H) \times (1 - e^{-k_2 \times t}) / K_2$$

Sendo:

D= déficit de O₂ pela demanda bêntica (mg/L)

H= profundidade do rio (m)

K_s= S_B=demanda bentônica (grama de O₂ / m² x dia) conforme Tabela (1.11)

K₂= coeficiente de reaeração (/dia)

t= tempo de trânsito da água do rio (dia)

Nota: K_s também é chamado de S_B.

O valor de K_s pode ser corrigido conforme a temperatura.

$$K_s = K_s \times \theta^{(\text{temperatura}-20)}$$

Sendo $\theta = 1,065$.

O coeficiente K_s varia de 2g O₂/m² x dia a 10g O₂/m² x dia

A USEPA, 1985 apresenta a equação:

$$K_s \text{ (g/m}^2\text{/dia)} = 0,15x t + 0,12 \times D_s$$

Sendo :

t= temperatura em (°C)

D_s=profundidade do sedimento (cm)

Exemplo 1.13

Dado 1cm de lodo calcular para temperatura de 20°C o valor de K_s.

$$K_s \text{ (g/m}^2\text{/dia)} = 0,15x t + 0,12x D_s$$

$$K_s \text{ (g/m}^2\text{/dia)} = 0,15x 20 + 0,12 \times 1,0 = 3,12 \text{ g/m}^2\text{/dia}$$

Exemplo 1.14

Sendo K_s= 3,12g O₂/dia para temperatura de 20°C calcular K_s para temperatura de 30°C.

$$K_s = K_s \times \theta^{(\text{temperatura}-20)}$$

$$K_s = 3,12 \times 1,065^{(30-20)} = 3,77 \text{ g O}_2\text{/m}^2\text{/dia}$$

Tabela 1.11- Demanda bentônica de oxigênio de acordo com a espessura estimada do depósito bêntico conforme vários autores.

Investigadores	Depósito bêntico	Gramas de O ₂ /m ² x dia K _s ou S _B
Fair et al	1,42 cm	1,056
	10,2cm	4,656
Oldaker et al	Lama de rio	0,912
Baity	Lama de esgotos	
	0,1cm	0,552
	4,0cm	5,16
McDonnel e Hall	Lama de rios	
	2cm	3,4
	25cm	6,17
Edwards & Rolley	Lama de rios	4,8
O' Connel e Weeks	Média achada no estuário do Rio Potomac	2.5

Conforme Branco, 1971 quando a velocidade do rio for menor que 0,2m/s há deposição de matéria orgânica. Quando a velocidade for maior que 0,3m/s a 0,5m/s haverá arrastamento do lodo sedimentado.

Ainda segundo Branco, 1971 até 2cm de espessura do lodo não há aumento substancial de consumo de oxigênio.

Futura demanda bêntica

Para previsão da demanda bêntica podemos fazer o seguinte:

$$Ks_{\text{futuro}} = Ks_{\text{presente}} \times (TSS_{\text{futuro}} / TSS_{\text{presente}})$$

Sendo:

Ks_{futuro} = demanda bentônica futura (grama de O_2 x m^2 x dia)

Ks_{presente} = demanda bentônica presente (grama de O_2 x m^2 x dia)

TSS_{futuro} = futura carga de sólidos totais em suspensão (mg/L)

TSS_{presente} = carga presente de sólidos totais em suspensão (mg/L)

1.22 Coeficiente K_2 devido a reaeração

A reaeração aumenta com a turbulência, aumento da velocidade e da declividade do rio e decresce com o aumento da profundidade.

Existem fórmulas empíricas para se achar o coeficiente K_2 conforme Huber, 1993

$$K_2 = 4,55 \times V^{0,703} / H^{1,054}$$

Sendo:

K_2 = coeficiente de reaeração a 20° C. Varia de 1/dia a 10/dia

V = velocidade média do rio (m/s)

H = profundidade média do rio (m)

Exemplo 1.15

Seja o rio Delaware com velocidade média $V=0,11$ m/s e profundidade média $H=1,7$ m. Calcular o coeficiente de reaeração K_2 .

$$K_2 = 4,55 \times V^{0,703} / H^{1,054}$$

$$K_2 = 4,55 \times 0,11^{0,703} / 1,7^{1,054}$$

$$K_2 = 0,55/\text{dia}$$

Lagos

Para o caso de lagos conforme Banks e Herrera in Huber, 1993 apresenta a fórmula empírica:

$$K_2 = K_L / H$$

Sendo:

$$K_L = 0,728x U^{0,5} - 0,31 \times U + 0,0372 \times U^2$$

U = velocidade do vento (m/s) a 10m de altura.

K_L = unidades em m/dia

Exemplo 1.16

Seja um lago com velocidade do vento a 10m de altura $U=3,0$ m/s e profundidade do lago $H=5,00$ m. Achar o coeficiente de reaeração K_2 .

$$K_L = 0,728x U^{0,5} - 0,31 \times U + 0,037 \times U^2$$

$$K_L = 0,728x 3,0^{0,5} - 0,31 \times 3,0 + 0,037 \times 3,0^2$$

$$K_L = 1,26 - 0,93 + 0,333 = 0,663\text{m/dia}$$

$$K_2 = K_L / H$$

$$K_2 = 0,663 / 5,0 = 0,13/\text{dia}$$

1.23 Estimativas de K_2

Jordão, 2005 apresenta a fórmula empírica conforme coeficientes da Tabela (1.12).

$$K_2 = c \times V^n / H^m$$

Sendo:

V= velocidade média do rio (m/s)

H= profundidade média do rio (m)

Tabela 1.12- Valores c, n, m e autores das fórmulas empíricas de K_2 a 20°C

c	n	m	Autor principal	Velocidade (m/s)
3,73	0,50	1,50	O' Connor	0,05 a 0,80 e para prof < 0,30m a 0,9m Thomann e Muller, 1987
5,00	0,97	1,67	Churchill	0,80 a 1,50
5,3	0,67	1,85	Owens	Para prof. <0,60m

Profundidade varia de 0,60m a 4,00m.

Fonte: Jordão, 2005

Exemplo 1.17

Calcular o valor de K_2 usando a fórmula de O' Connor, para V=0,11m/s e H=1,7m

$$K_2 = c \times V^n / H^m$$

Consultando a Tabela (1.12) obtemos os valores:

$$c=3,73 \quad n=0,50 \quad m=1,50$$

$$K_2 = c \times V^n / H^m$$

$$K_2 = 3,73 \times V^{0,50} / H^{1,5}$$

$$K_2 = 3,73 \times 0,11^{0,50} / 1,7^{1,5}$$

$$K_2 = 0,56/\text{dia}$$

O coeficiente K_2 segundo O' Connor varia 0,05/dia a 12,2/dia conforme Thomann e Muller, 1987.

Para rios rasos com vazões até 8,5m³/s podemos usar a equação de Tsvoglou:

$$K_2 = C \times U \times S$$

Sendo:

K_2 = coeficiente de reaeração na base 'e' a 20°C;

U= velocidade média do rio (m/dia)

S= declividade média do rio (m/m)

C= coeficiente que depende da faixa de vazão do rio conforme Tabela (1.13)

Tabela 1.13- Coeficientes C de acordo com a faixa de vazão.

C=0,37	0 a 0,283m ³ /s
C=0,21	0,283m ³ /s a 0,71m ³ /s
C=0,18	0,71m ³ /s a 8,5m ³ /s

Exemplo 1.18

Para um rio raso com declividade média S=0,000188m/m. vazão Q=8m³/s e velocidade média de 3200m/dia calcular o coeficiente de reaeração K_2 .

C=0,18 devido Q= 8m³/s;

$$K_2 = 0,18 \times 3200 \times 0,000188 = 0,10/\text{dia}$$

1.23 Decaimento de bactérias, vírus e patogênicos

Vamos exprimir sucintamente os conceitos de Thomann e Muller, 1987.

O decaimento de bactérias e patogênicos não influi na redução de oxigênio na água e mostra os perigos do uso da água a jusante para usos públicos e banhos.

O objetivo é a investigação do impacto de bactérias e outros organismos que causam doenças.

Existem legislações que estabelecem os limites para coliformes totais, coliformes fecais, *Salmonella* etc.

Temos duas considerações básicas:

- Decaimento de organismos em rios e córregos
- Decaimento de organismos em lagos e estuários

1.24 Decaimento de organismos em rios e córregos.

Para rios e córregos o decaimento de bactérias pode ser assim representado:

$$N = N_0 \cdot \exp(-K_B \cdot t)$$

$$t = x/U$$

$$N = N_0 \cdot \exp(-K_B \cdot x/U)$$

Sendo:

N= concentração de organismos em número/ 100mL, por exemplo.

N₀= concentração após a mistura em número/ 100mL

K_B = constante /dia= 2,2 /dia para estimativo de decréscimo de bactérias 12h depois conforme Mancini, 1978 in Thomann e Muller, 1987.

Os valores de K_B estão na Tabela (1.14)

t= tempo

t= x/ U

x= comprimento desde a origem

U= velocidade da água

Valor de K_B para outras temperaturas

$$K_B = K_{B\ 20^\circ C} \times 1,07^{(T-20)}$$

Tabela 1.14- Estimativas do coeficiente K_B de decaimento de bactérias e vírus

Organismos	Coeficiente K _B (/dia)	Observações
Coliformes Totais	1 a 5,5 0,8	Na água doce no verão a 20°C Média água doce
Coliformes fecais	37 a 110	Água do mar a luz do sol
Patogênicos como <i>salmonella thompson</i> .	0,5 a 3	Lago Ontário, 18°C
Vírus (polio tipo I)	0,05 a 0,26	Águas marinhas, 4°C a 25 °C
Vírus (entéricos)	0,15 a 2,3	Oceano em diferentes ambientes, 0°C a 24°C

Fonte: adaptado de Thomann e Mueller, 1987.

O tempo t para mortalidade de 90% das bactérias é:

$$t_{90} = 2,3/K_B$$

Exemplo 1.1

Dado K_B= 0,5/dia calcular o tempo em que estarão mortas 90% dos coliformes totais.

$$t_{90} = 2,3/K_B$$

$$t_{90} = 2,3/0,5 = 4,6 \text{ dias}$$

Conforme Thomann e Muller, 1987 para água doce a constante K_B é aproximadamente 1 /dia enquanto que para a água do mar é de 1,5 /dia, mas pode atingir 84/dia conforme estudos realizados em oceanos. A constante do *S. Fecalis* é da mesma ordem de grandeza do grupo dos coliformes, apesar que foram encontrados valores até 55/dia no oceano sob a luz solar. Os vírus geralmente possuem uma constante K_B menor que as bactérias.

Variação com a temperatura

$$K_B = K_{B\ 20^\circ\text{C}} \times 1,07^{(T-20)}$$

Sendo:

K_B = taxa de decaimento/dia na temperatura T

$K_{B\ 20}$ = taxa de decaimento /dia a 20°C

T = temperatura em °C

Resolução Conama 274/2000

Trata-se das exigências de balneabilidade para águas doces, salinas e salobras.

São consideradas águas impróprias para balneabilidade quando a amostra for maior qualquer um das três restrições:

- >2500 coliformes fecais (termotolerantes)/ 100mL
- >2000/100mL *Escherichia Coli*
- >400/100mL Enterococos

Exemplo 1.18A (exemplo de Thomann e Muller, 1987)

Um rio tem vazão $Q_{7,10}$ de 2830 L/s e os coliformes totais TC são de 500organismos/100ml e o coeficiente de decréscimo $K_B=0,5/\text{dia}$. Ainda no mesmo rio temos descargas devido ao runoff de 1890 litros/dia que estão distribuídas em 805m carregando coliformes totais de 30×10^6 organismos/100ml com coeficiente de decréscimo $K_B=1,0/\text{dia}$ a 20°C.

No mesmo rio a 805m do ponto de partida temos uma carga pontual com 1890 litros/dia com carga de coliformes totais TC de 20×10^6 microorganismos/100mL e coeficiente de decréscimo $K_B= 1,0/\text{dia}$.

Na distância de 6405m tem um lugar para banhistas.

Queremos saber qual é a porcentagem de redução de coliformes totais sabendo-se que adotamos o critério do Estado de New York que o valor máximo no local de banho seja menor que 2400organismos/100ml.

Resolução do problema

Vamos fazer uma superposição, tomando-se primeiramente o impacto da carga a montante, depois, a carga distribuída pelo runoff e finalmente a carga pontual.

Impacto a montante

A montante do ponto considerado o rio tem coeficiente $K_B =0,5/\text{dia}$ e velocidade 0,06m/s tem no inicio 500 coliformes totais/100mL. Queremos o impacto no local do banho, isto é, a 805m+5600m=6405m.

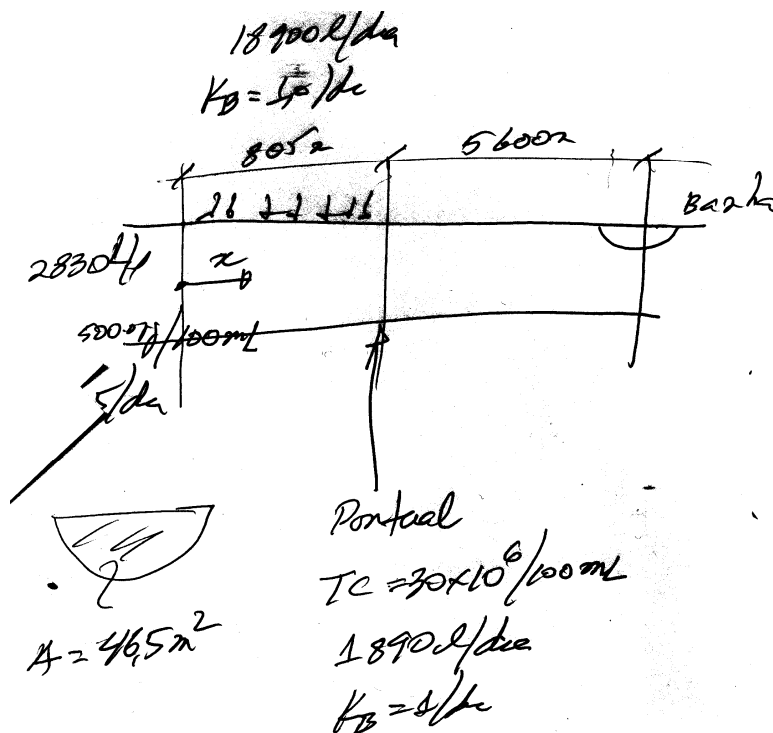


Figura 5.10- Esquema do rio

A velocidade $U=0,06\text{m/s}$ e para um dia será:

$$U=0,06 \text{ m} \times 86400\text{s} = 5184\text{m/dia}$$

$$N = N_0 \cdot \exp(-K_B \cdot x/U)$$

$$N = 500 \cdot \exp(-0,5 \cdot 6405/5184) = 270 \text{ coliformes totais / 100mL}$$

Portanto, o impacto de montante no local do banho será de 29 coliformes totais/ 100ml.

Impacto devido a entrada de água distribuída em 805m

Será calculado por:

$$N(x=805\text{m}) = (S_D / K_B) \times [1 - \exp(-K_B \cdot X/U)]$$

Sendo:

$X = 805\text{m}$ = distância (m)

U = velocidade do rio = 5184m/dia

K_B = coeficiente de decaimento = $1,0/\text{dia}$

S_D = valor da carga distribuída em organismos/100ml x dia

O valor de S_D é a razão entre a quantidade de coliformes totais que entra no rio dividido pelo volume de água da frente de 805m. Lembramos que o rio tem velocidade de $0,06\text{m/s}$, isto é, está se deslocando.

$$S_D = w / V$$

A carga w será:

$$1\text{m}^3 = 1000 \text{ litros}$$

Em 1 litro temos 10 pequenos volumes de 100mL

$$w = (30 \times 10^6) \times (18900\text{L/dia} \times 10) = 5,67 \times 10^{12} \text{ organismos/100/ ml} \times \text{dia}$$

O volume V será o deslocamento do trecho de 805m em 5184m/dia .

$$V = (46,5\text{m}^2 \times 805\text{m}) \times 10^4$$

$$V = 37432 \times 10^4 = 3,7432 \times 10^8$$

$$S_D = w/V = 5,67 \times 10^{12} / 3,7432 \times 10^8 = 15.150 \text{ organismos/ 100mL}$$

$$N_{(805\text{m})} = S_D / K_B (1 - \exp(-K_B \cdot x/U))$$

$$K_B = 1,00/\text{dia}$$

$$S_D = 15150 \text{ organismos/100mL}$$

$$X = 805\text{m}$$

$$U = 5.184\text{m}$$

$$N_{(805\text{m})} = (15150/ 1,0) [1 - \exp(-1,0 \times 805/5184)] = 2121 \text{ organismos/100mL}$$

No fim da área distribuída do runoff temos 15150 organismos/100mL e queremos saber a 5600m abaixo onde está a área de banho.

$$N = N_0 \cdot \exp(-K_B \cdot x/U)$$

$$N = 2121 \cdot \exp(-1.0 \times 5600/5184) = 2121 \times 0,34 = 721 \text{ org/ 100mL}$$

Impacto devido a carga concentrada

Existe no fim dos 805m uma carga concentrada de 1890 litros/dia. O valor de $K_B = 1,0/\text{DIA}$.

$$N_{(805m)} = W/Q = 1890 \times 10 \times 30 \times 10^6 / (2830 \text{ L/s} \times 86400 \text{ s} \times 10) = 231.890 \text{ org/100mL}$$

Impacto no local de banho a 5600m

$$N = N_0 \cdot \exp(-K_B \cdot x/U)$$

$$N = 231.890 \cdot \exp(-1.0 \times 5600/5184) = 231890 \times 0,34 = 78843 \text{ org/ 100mL}$$

No local de banho supondo que o limite máximo seja de **2400 coliformes totais/100mL** exigido no Estado de New York temos:

$$2400 - (270 + 721) = 1409 / 100\text{mL}$$

$$\text{Porcentagem de redução} = 100 \times (78843 - 1409) / 78843 = 98,21\%$$

Portanto, teremos que remover 98,21% dos coliformes totais da carga pontual da cidade.

1.24 Reaeração devido à existência de uma barragem no rio

Conforme Usepa, 1985 as barragens podem mudar o oxigênio dissolvido na água de 1mg/L a 3mg/L em rios pequenos.

A equação abaixo foi desenvolvida na Inglaterra em 1958 por Gameson. A Figura (1.11) mostra uma barragem com vertedor que possibilita uma boa aeração.

$$Db = Da - \left\{ 1 - \frac{1}{[(1+0,11 a \times b (1+ 0,46 \times T) \times H)]} \right\} \times Da$$

Sendo:

Db= déficit de DO a jusante da barragem (mg/L)

Da= déficit de DO a montante da barragem (mg/L)

T= temperatura da água do rio (°C)

H= altura da queda da água (ft). **Cuidado para não errar:** a altura é em pés!

a= fator de correção que depende da qualidade da água:

a= 1,25 para água limpa

a= 1,00 para água moderadamente poluída

a=0,80 para água muito poluída

b= fator de correção do vertedor sendo:

b= 1,00 para queda livre no vertedor

b= 1,3 para queda com escada



Figura 1.11- Barragem com aeração da água

Existem varias equações da Usepa, 1985 e apresentaremos uma equação mais simples de se usar que foi desenvolvida por Holler, 1971:

$$r = \frac{(Cs - Cu)}{(Cs - Cd)} = 1 + 0,21 \times H$$

Sendo:

Cs: oxigênio dissolvido de saturação

Cu= concentração de oxigênio dissolvido a montante (*upstream*)

Cd= concentração de oxigênio dissolvido a jusante (*downstream*)

Exemplo 1.19

Calcular a reaeração de uma barragem com 4,5m de altura com déficit de DO antes da barragem de DO=Da= 3mg/L usando a equação de Gameson;

4,5m/0,3=15ft

Água muito poluída= a=0,8

Queda com rampa= b= 1,3

Temperatura da água do rio= 20° C

Da= 3mg/L

$$Db = Da - \left\{ 1 - \frac{1}{[(1+0,11 a \times b (1+ 0,46 \times T) \times H)]} \right\} \times Da$$

$$Db = 3,0 - \left\{ 1 - \frac{1}{[(1+0,11 \times 0,8 \times 1,3 (1+ 0,46 \times 20) \times 15)]} \right\} \times 3,0 = 2,17 \text{ mg/L}$$

Nota: estamos falando o déficit, isto é, a diferença do oxigênio de saturação e do oxigênio dissolvido existente.

Cs- D= Db

Significa que houve oxigenação, pois o déficit a montante era de 3,0mg/L e a jusante somente 1,3mg/L o que mostra que tem mais oxigênio dissolvido graças a reaeração.

1.25 Relação DBO/DBO₅

A relação DBO/DBO₅ conforme por Huber, 1993:

$$Lo= DBO= \frac{DBO_5}{(1 - e^{-5 \times K_1})}$$

Sendo:

Lo= DBO= valor da DBO antes dos cinco dias (mg/L)

DBO₅= valor da DBO a 5 dias depois (mg/L)

K₁= coeficiente de oxidação da DBO na base e.

5= cinco dias

Huber, 1993 apresenta o valor de K₁= **1,8/Q^{0,49}** sendo Q (m³/s).

Nota: todo o nosso trabalho está baseado em K₁ na base "e".

Conforme dra Mônica Porto, USP os valores de K₁ estão na Tabela (1.1):

Tabela 1.15a- Valores de K₁ conforme o tipo de tratamento

Tratamento	K ₁ (20°C) /dia	DBO ₅ /DBO
Não tratado	0,35 (0,20 a 0,50)	0,83
Primário	0,20 (0,10 a 0,30)	0,63
Lodos ativados	0,075 (0,05 a 0,10)	0,31

Fonte: Mônica Porto, USP

Exemplo 1.20

Calcular a DBO no primeiro estágio sendo a DBO_{5, 20°C} igual a 100mg/L e K₁=0,41/dia;

$$Lo= DBO= \frac{DBO_5}{(1 - e^{-5 \times K_1})}$$

$$DBO= 100 / (1 - e^{-5 \times 0,41}) = 115 \text{mg/L}$$

Azevedo Neto, 1966 apresenta a Tabela (1.15):

Tabela 1.15- Valores da relação DBO/DBO₅ em função da temperatura

Temperatura	DBO/DBO ₅
10°C	1,17
15°C	1,32
20°C	1,46
25°C	1,61

Fonte: adaptado de Azevedo Neto, Revista DAE, 1966, número 82 de setembro.

1.26 Cs- saturação de oxigênio numa determinada altitude e temperatura

Existem tabelas que fornecem o coeficiente de saturação em função da altitude e da temperatura que ser deseja. Porém Huber, 1993 apresenta uma maneira analítica de se calcular o valor de Cs ao nível do mar em função da temperatura e da salinidade.

$$C_{so} = \exp(C_0 + C_1/T + C_2/T^2 + C_3/T^3 + C_4/T^4 + \text{salinidade} \times (C_5 + C_6/T + C_7/T^2)) \quad \text{(Equação 1.1)}$$

Sendo:

Cso= saturação na temperatura T

T= temperatura em graus Kelvin= °C + 273,15

Co, até C₇ coeficiente dado pela Tabela (1.16)

1.26 Definição de salinidade:

O efeito da salinidade ou dos cloretos é reduzir o valor da saturação do oxigênio dissolvido. Quanto maior a salinidade menor é o valor da saturação do oxigênio.

A salinidade pode ser definida como sólido total na água, depois que todos os carbonatos forem transformados em óxidos, todos os bromatos e iodetos forem substituídos por cloro e todos os metais orgânicos forem oxidados, conforme Usepa, 1985.

A equação usada por Thomann e Muller, 1987 que está baseado no acordo internacional de 1967:

$$\text{Salinidade} = 1,80655 \times \text{clorinidade (ppt= parte por thousand ou parte por mil)}.$$

Clorinidade= fornecido em parte por mil, ou seja, ppt (*parts per thousand*).

Exemplo 1.21

Para o manancial do Tanque Grande em Guarulhos que corresponde a 1,86mg/L de cloreto, temos clorinidade = 1,86/1000=0,00186mg/g=0,00186ppt

Salinidade=1,80655 x clorinidade (ppt)=1,80655x0,00186=**0,00336ppt**

Nota: aproximadamente 1,86mg/L deve ser transformado em mg/g. Como 1L tem 1000g então a clorinidade é o cloreto dividido por 1000 como vimos acima.

1.27 Para correção da altitude

$$C_s = C_{so} (1 - 0,0001167 \times Z)$$

Sendo:

Z= altitude ao nível do mar (m)

Tabela 1.16- Coeficientes para oxigênio dissolvido de saturação de Cs ao nível do mar

Coeficiente	Valor
C ₀	-139,34411
C ₁	1,575701 x 10 ⁵
C ₂	-6,642308 x 10 ⁷
C ₃	1,243800 x 10 ¹⁰
C ₄	-8,621940x10 ¹¹
C ₅	-0,017674
C ₆	10,754
C ₇	2140,7

Fonte: B.B. Benson e D. Krause in Huber, 1993

Na Tabela (1.17) estão os valores do oxigênio saturado para a cidade de São Paulo para diversas temperaturas usando a Equação (1.1).

Tabela 1.17- Oxigênio dissolvido na saturação ao nível do mar e para a cidade de São Paulo.

Temperatura (°C)	Ao nível do mar Cso (mg/L)	Cidade- São Paulo	Oxigênio dissolvido na saturação
		Altitude (Z) (m)	Cs (mg/L)
0	14,64	760	13,34
1	14,24	760	12,98
2	13,85	760	12,62
3	13,48	760	12,29
4	13,13	760	11,96
5	12,79	760	11,66
6	12,47	760	11,36
7	12,16	760	11,08
8	11,86	760	10,81
9	11,58	760	10,55
10	11,30	760	10,30
11	11,04	760	10,06
12	10,79	760	9,84
13	10,55	760	9,62
14	10,32	760	9,40
15	10,10	760	9,20
16	9,88	760	9,01
17	9,68	760	8,82
18	9,48	760	8,64
19	9,29	760	8,47
20	9,10	760	8,30

21	8,93	760	8,14
22	8,76	760	7,98
23	8,59	760	7,83
24	8,43	760	7,68
25	8,27	760	7,54
26	8,12	760	7,40
27	7,98	760	7,27
28	7,84	760	7,14
29	7,70	760	7,02
30	7,57	760	6,90
31	7,44	760	6,78
32	7,31	760	6,67
33	7,19	760	6,55
34	7,07	760	6,45
35	6,96	760	6,34

A Figura (1.12) mostra a variação da saturação de oxigênio com relação a temperatura.

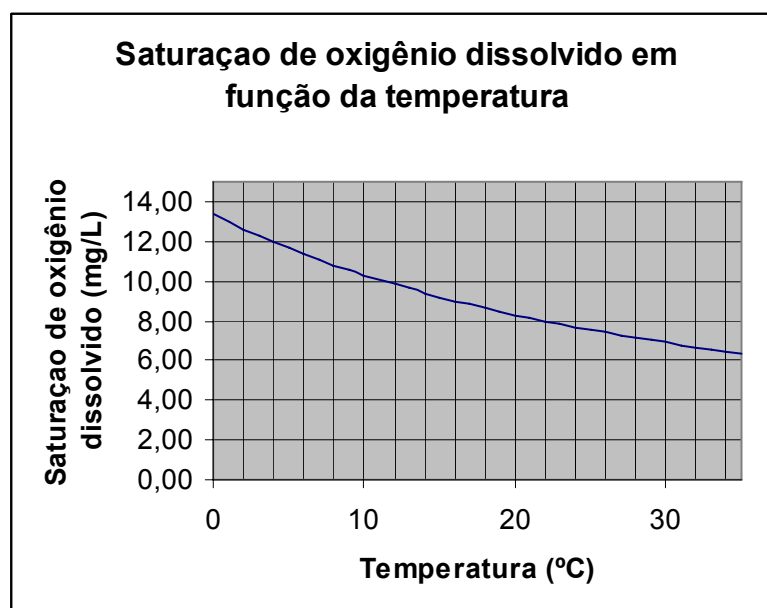


Figura 1.12- OD varia com a temperatura

Oxigênio Dissolvido de saturação

Existe uma fórmula aproximada para o cálculo do oxigênio dissolvido de saturação (ODs) ao nível do mar com a temperatura.

$$ODs = 14,65 - 0,41 \times T + 0,008 \times T^2$$

Sendo:

ODs= oxigênio dissolvido de saturação (mg/L)

T=temperatura da água em °C

Exemplo 1.22

Achar o oxigênio dissolvido de saturação aproximado para temperatura de 20°C

$$ODs = 14,65 - 0,41 \times T + 0,008 \times T^2$$

$$ODs = 14,65 - 0,41 \times 20 + 0,008 \times 20^2 = 9,65 \text{ mg/L de O}_2$$

O valor correto para a temperatura de 20°C é de 9,10mg/L de O₂

1.28 Oxigênio dissolvido de saturação

McCuen, 1998 apresenta a fórmula:

$$Cs = 14,57 - 0,39311 \times T + 0,0070695 \times T^2 - 0,0000589066 \times T^3$$

Válida no intervalo $0 \leq T \leq 40^\circ\text{C}$

1.27 Análise de sensibilidade

Fazemos a análise de sensibilidade variando os parâmetros, K₁, K₂ etc.

Uma maneira prática de aplicar análise de sensibilidade é variar os coeficientes, um de cada vez colocando-se o seguinte:

1. **Coefficiente K adotado (K)**
2. **Metade do coeficiente K adotado (K/2)**
3. **O dobro do coeficiente K adotado (2 x K)**

1.28 Escolha de modelo

Como os coeficientes adotados nunca são inteiramente corretos um modelo refinado não irá corrigir o problema segundo USEPA, 1985.

Daí o fato de se escolher um modelo complexo não significa que irá mudar os resultados.

A melhor solução para o engenheiro e o analista do ecossistema, conforme Usepa, 1985 é selecionar um modelo o mais simples possível que satisfaz a resolução temporal e espacial necessária para a qualidade da água e análise do ecossistema.

Os rios são considerados de uma dimensão e é desejável que estuários e grandes lagos tenham três dimensões.

Para pequeno lago consideramos dimensão zero, sendo o lago considerado um tanque reator.

Consideramos também o "steady state" Quando as variáveis não mudam com o tempo, mas as vezes pode adotar o "quasi-state" quando a variação matemática é muito pequena no ponto escolhido.

Calibração do modelo

É importante que se aferiam em campo os cálculos efetuados fazendo-se o que se chama de **calibração do modelo**.

1.29 Cálculo da respiração e produção de oxigênio devido as algas seguindo Rutherford, 2005 (RIOS).

Existem muitas pesquisas para lagos e poucas para rios para os estudos da respiração, fotossíntese e da biomassa das algas. Iremos seguir modelo de Rutherford que nos parece ser simples e prático. Estes modelos foram testados na Nova Zelândia e um pouco na Austrália.

O modelo de Rutherford, 2005 é para rios de águas claras rasos que tenham velocidade menor que 0,7m/s. O leito deverá ser de rochas, pedregulho ou com grande quantidade de madeira.

Os modelos em rios ainda não atingiram o ponto em que os resultados estejam dentro de um nível de confiança adequado conforme Rutherford et al, 2005.

Perifiton: comunidade complexa de plantas e animais que aderem aos objetos no fundo de corpos de água doce, como caules de plantas radiculares e rochas.

Biomassa: quantia total de todo material biológico.

Epifítica: planta que cresce em outras plantas mas que não é parasítica, extraindo a sua nutrição do ar e da chuva em vez de fazê-lo do hospedeiro que fornece sustentação estrutural.

1.30 Obtenção da biomassa algal P em gC/m² x dia

As equações básicas são três:

$$P = (-\mu + (\mu^2 + 4 \times \sigma \times G^* \times \mu \times P_{max})^{0,5} / (2 \times \sigma \times G^*))$$

Sendo:

P= biomassa das algas (gC/m²)

μ= taxa de crescimento das algas (gC/m² x dia)

σ= taxa suposta constante=0,2 (m² /g x dia)

G*= biomassa especificado pelo usuário, sendo usual valores entre 0,5 a 3,0gC/m²

Pmax= máxima quantidade da biomassa de algas (gC/m²)

Valor de Pmax

Os valores de Pmax são obtidos das relações abaixo devendo ser escolhido a substância limitante, ou seja, o PT ou NT conforme as relações sugeridas pela USEPA, 1985:

PT= fósforo total (mg/L) ou (g/m³)

NT= nitrogênio total (mg/L) ou (g/m³)

TN/ TP < 7 Neste caso o nutriente limitante é o nitrogênio total (NT)

7 < TN/ TP < 10 Neste caso o nutriente limitante pode ser o NT ou PT

TN/TP>10 Neste caso o limitante é o fósforo.

Pmax= 50 x (NT/(100+NT) x (1-S)/(1,035-S) quando o nutriente limitante é o NT

Pmax= 50 x (PT/(14+PT) x (1-S)/(1,035-S) quando o nutriente limitante é o PT

Sendo:

S= fração de sombra. Pode ser calculado ou usado S=0,60 ou S=0,52 (sem dimensão)

Fator de Sombra S

A fração da iluminação é fração da luz que chega às águas dividido pela luz incidente no leito do rio raso, onde não existem barrancos ou sobras devido a vegetação ripariana.

Pode ser estimado em conforme exemplo abaixo.

Exemplo 1.22B

Seja um rio com 2m de largura com algumas curvas, montanha e direção do rio norte-sul.

Tabela 1.15B- Cálculo do fator de Sombra conforme Rutherford, 1005

Vegetação ripariana	0,90
Barrancos nas margens	0,80 após correção da direção norte-sul =0,60
Montanha ao lado	0,90 após correção da direção norte-sul =0,81
Fator de iluminação igual	0,9 x 0,6 x 0,81=0,44
Fator de sombra	1-S= 1-0,44=0,56

1.31 Valor do crescimento de algas μ

O valor do crescimento de algas μ é dado pela equação:

$$\mu = 0,52 \times \mu_{max} \times (1-S)/(1,035 - S)$$

Sendo:

μ_{max}= máxima taxa de crescimento das algas sob luz saturada, sendo usual o valor=5 (gC/m² x dia)

Exemplo 1.23

Seja um rio raso com TP=0,04mg/L, TN=1,49mg/L e fração de sombra S=0,52. Calcular a biomassa de algas P em (gC/m²).

Primeiramente vamos cálculos o valor do crescimento das algas μ
 $\mu = 0,52 \times \mu_{\max} \times (1-S)/(1,035 - S)$

Adotando

$$\mu_{\max} = 5$$

$$S = 0,52$$

$$\mu = 0,52 \times 5 \times (1-0,52)/(1,035 - 0,52) = 2,42 \text{ gC/m}^2 \times \text{dia}$$

1.32 Cálculo de Pmax.

Verifiquemos primeiramente a relação NT/TP

$$NT/TP = 1,49/0,04 = 37 \text{ e portanto o fator limitante é o fósforo.}$$

Usemos então Pmax para fósforo.

$$P_{\max} = 50 \times (PT/(14+PT)) \times (1-S)/(1,035-S)$$

$$P_{\max} = 50 \times (0,04/(14+0,04)) \times (1-0,52)/(1,035-0,52) = 0,13 \text{ gC/m}^2$$

1.33 Cálculo de biomassa das algas P (clorofila do fitoplâncton)

Adotamos

$$G^* = 3 \text{ gC/m}^2 \text{ (adotado)}$$

$$\sigma = 0,2 \text{ m}^2/\text{g} \times \text{dia}$$

$$P_{\max} = 0,13 \text{ gC/m}^2$$

$$\mu = 2,42 \text{ gC/m}^2 \times \text{dia}$$

$$P = \left(-\mu + \left(\mu^2 + 4 \times \sigma \times G^* \times \mu \times P_{\max} \right)^{0,5} / \left(2 \times \sigma \times G^* \right) \right)$$
$$P = \left(-2,42 + \left(2,42^2 + 4 \times 0,2 \times 3 \times 2,42 \times 0,13 \right)^{0,5} / \left(2 \times 0,2 \times 3 \right) \right) = 0,13 \text{ gC/m}^2$$

1.34 Respiração das algas

As algas produzem oxigênio, mas também o consomem através da respiração. A respiração das algas na temperatura T é dada pela equação:

$$\text{Res} = \rho \times f_5 \times P$$

Sendo:

Res=respiração das algas (gC/m²)

ρ = taxa de respiração na temperatura Tref (/dia). Adotamos 0,1/dia

$$f_5 = \xi^{(T-T_{\text{ref}})}$$

ξ = coeficiente de temperatura variando entre 1,05 a 1,2 usado tanto para respiração como para crescimento das algas (sem dimensão).

T= temperatura da água (°C)

T_{ref}= temperatura de referência. Geralmente 20°C.

Em outras unidades:

$$\text{Res} = 2,7 \times \rho \times f_5 \times P / H$$

Sendo:

Res=respiração das algas (gO₂/m²xdia)

H= profundidade do rio (m)

2,7= conversão do carbono para o oxigênio (1g de O₂ é 2,7 g de C)

Exemplo 1.24

Calcular a respiração das algas durante um dia para massa algal P=0,13C/m² em rio com profundidade 1,87m.

Sendo:

$$T_{\text{ref}} = 20^\circ\text{C}$$

$$T = 20^\circ\text{C}$$

$$f_5 = \xi^{(T-T_{\text{ref}})} = 1,2^{(20-20)} = 1$$

$$\rho = 0,1/\text{dia}$$

$$\text{Res} = \rho \times f_5 \times P$$

$$\text{Res} = 0,1 \times 1,0 \times 0,13 = 0,013 \text{ gC/m}^2$$

Em outras unidades:

$$\text{Res} = 2,7 \times 0,013 / 1,87 = \mathbf{0,02 \text{ gO}_2/\text{m}^2 \times \text{dia}}$$

1.36 Coeficientes f_1 , f_2 , f_3 , f_4 e f_s

Coeficiente f_4

O coeficiente adimensional f_4 que mostra os efeitos dos nutrientes nitrogênio ou fósforo. Os efeitos da limitação dos nutrientes é usado cinética de Michaelis-Menton nas concentrações da água do rio.

$$f_4 = N / (\psi + N)$$

Sendo:

f_4 =coeficiente adimensional

N = é o nutriente limitante podendo ser o fósforo ou o nitrogênio (g/m^3);

ψ =coeficiente de meia saturação para o nutriente limitante (g/m^3)

Quando o nutriente limitante é o fósforo $\psi=10\text{g PT}/\text{m}^3$

Quando o nutriente limitante é o nitrogênio $\psi=100\text{gNT}/\text{m}^3$

Exemplo 1.25

Calcular o coeficiente adimensional f_4 para $\text{PT}=0,04\text{g}/\text{m}^3$ e $\text{TN}=1,40\text{g}/\text{m}^3$

$\text{NT}/\text{PT} = 1,40/0,04=37$ e portanto o limitante é o fósforo

$$f_4 = N / (\psi + N)$$

$$f_4 = 0,04 / (10 + 0,04) = \mathbf{0,00398}$$

Coeficiente f_3

O coeficiente f_3 fornece informações sobre a biomassa de carbono das algas;

$$f_3 = P / (\Phi + P)$$

Sendo:

f_3 = coeficiente adimensional

P = massa algal (gC/m^3). Pode ser medido ou estimado.

Φ = coeficiente da densidade da biomassa algal que é metade da taxa máxima. Geralmente igual a 2,5 (gC/m^2)

Exemplo 1.26

Calcular o coeficiente f_3 sendo dado $P=0,13\text{g C}/\text{m}^2$

$$f_3 = P / (\Phi + P)$$

$$f_3 = 0,13 / (2,5 + 0,13) = \mathbf{0,0494}$$

Coeficiente f_2

O coeficiente f_2 é função da temperatura ótima das algas epilíticas la aumenta e diminui como se fosse uma distribuição de Gauss assimétrica.

São duas equações básicas para dois intervalos de temperatura:

$$f_2 = \exp(-((T-T_{\text{ot}})/\Delta T_{\text{min}})^2) \text{ quando } T_{\text{min}} < T < T_{\text{ot}}$$

$$f_2 = \exp(-((T-T_{\text{ot}})/\Delta T_{\text{max}})^2) \text{ quando } T_{\text{ot}} < T < T_{\text{max}}$$

Sendo:

T_{ot} = temperatura ótima das algas epilíticas ($^{\circ}\text{C}$)

T_{min} = temperatura mínima das algas epilíticas ($^{\circ}\text{C}$)

T_{max} = temperatura máxima das algas epilíticas ($^{\circ}\text{C}$)

$$\Delta T_{\text{min}} = (T_{\text{ot}} - T_{\text{min}}) / (\ln(20))^{0,5}$$

$$\Delta T_{\text{max}} = (T_{\text{max}} - T_{\text{ot}}) / (\ln(20))^{0,5}$$

Coeficiente f_1

O coeficiente f_1 estimado para 24h tem a média depende da fixação da intensidade luminosa e pode ser calculado da seguinte maneira:

$$f_1 = I / I_k \text{ quando } 0 < I < I_k$$

$$f_1 = 1 \text{ quando } I > I_k$$

Geralmente $I_k = 230$

Sendo:

f_1 = coeficiente adimensional que quantifica os efeitos da luz e varia de 0 a 1 (sem dimensão)

I = fotossíntese instantânea ($\mu\text{mol}/\text{m}^2 \times \text{s}$)

I_k = radiação de saturação = $230 \mu\text{mol}/\text{m}^2 \times \text{s}$ e neste caso $\lambda = 1,035$

$I_{\text{max}} = 4500 \mu\text{mol}/\text{m}^2 \times \text{s}$ e neste caso $\kappa = 0,52$

Entretanto o coeficiente f_1 varia de hora em hora e pode ser calculado por:

$$f_1 = \frac{\text{Hora}}{12 \times \text{PI}} \times \left(\frac{\text{I}_{\text{max}}}{\text{I}_k} - \left(\frac{\text{I}_{\text{max}}}{\text{I}_k} \right)^2 - 1 \right)^{0,5} + \text{PI}/2 - \text{sen}^{-1} \left(\frac{\text{I}_k}{\text{I}_{\text{max}}} \right) \quad \text{quando } \text{I}_{\text{max}} > \text{I}_k$$
$$f_1 = \frac{\text{Hora} \times \text{I}_{\text{max}}}{12 \times \text{PI} \times \text{I}_k} \quad \text{quando } \text{I}_{\text{max}} < \text{I}_k$$

Coeficiente I_z

A quantidade de luz que chega ao perifiton a uma certa profundidade da superfície é usada a equação de Beer-Lambert:

$$I_z = I_0 \times \exp(-K \times z)$$

Sendo:

I_z ou I_0 = luz na profundidade z ($\mu\text{mol}/\text{m}^2 \times \text{s}$)

z = profundidade da água (m)

K = atenuação vertical da luz (/m).

Para águas claras K varia de **0,1/m a 0,2/m**. Para águas com muita turbidez K varia de 5/m a 10/m.

Mas I_0 pode ser calculado aproximadamente por:

$$I_0 = S \times \text{I}_{\text{max}} \times \text{sen} \left(\frac{\text{PI} \times t}{24} \right)$$

Sendo:

S = fração diária da sombra (sem dimensão); Geralmente igual a 0,52 ou 0,60;

t = horas do dia variando de 0 a 24h

$\text{I}_{\text{max}} = 4500 \mu\text{mol}/\text{m}^2$

Nota importante: o valor de f_1 pode ser calculado através de I_z ficando $f_1(I_z)$ que varia de acordo com o tempo.

Exemplo 1.27

Calcular I_0 para $S=0,52$ e $\text{I}_{\text{max}}= 4500$

$$I_0 = S \times \text{I}_{\text{max}} \times \text{sen} \left(\frac{\text{PI} \times t}{24} \right)$$

$$I_0 = 0,52 \times 4500 \times \text{sen} \left(\frac{3,1416 \times t}{24} \right) = 2340 \times \text{sen} \left(0,13099 \times t \right)$$

Variando t de hora em hora de 0 a 24 teremos a variação diária de I_0 .

Exemplo 1.28

Calcular I_z tendo I_0 e $z=1,87\text{m}$

$$I_z = I_0 \times \exp(-K \times z)$$

$$I_z = 2340 \times \text{sen} \left(0,13099 \times t \right) \times \exp \left(-0,1 \times 1,87 \right)$$

$$I_z = 2340 \times \text{sen} \left(0,13099 \times t \right) \times 0,83 = \mathbf{1942,2 \times \text{sen} \left(0,13099 \times t \right)}$$

Donde podemos observar que variando t de 0 a 24 de hora em hora obtemos valores de I_z .

Coeficiente f_s

Assume valores entre 0 e 1. Adotamos normalmente $f_s=1$.

1.37 Variação do oxigênio durante um dia considerando as algas do perifiton

Durante um dia a variação do oxigênio varia conforme:

$$\frac{dO}{dt} = 2,7 \times f_s \times \mu_{\text{max}} \times f_1(I_z) \times f_2 \times f_3 \times f_4 / H - 1,2 \times f_s \times \rho \times f_5 \times P/H \quad (\text{gO}_2/\text{m}^2 \times \text{dia})$$

Sendo:

$\rho=0,1/\text{dia}$

H = profundidade do rio = 1,87m, para exemplo

$f_1(I_z)$ = variável

$f_2 = 1$ adotado

$f_3 = 0,0494$ já calculado

$f_4 = 0,00398$ já calculado

$f_5 = 1$

Notar que o segundo termo da equação refere-se a respiração das algas durante 24h que é constante.

O primeiro termo da equação mostra o oxigênio fornecido pelas algas que varia durante do dia, pois o mesmo depende das horas de sol devido a fotossíntese.

Exemplo 1.29

Seja um rio com $NT=1,49g/m^3$ e $PT=0,04g/m^3$. Calcular a massa de carbono das algas e a respiração das mesmas e o oxigênio produzido variando de hora em hora.

Na Tabela (1.18) estão os cálculos efetuadas em planilha Excell.

Tabela 1.18- Cálculos (rio)

Horas do dia	seno	$\mu mol/m^2 \times s$		lo	Prof z	K= 0,1 a 0,2/m			Prod. O ₂	Respiração	g O ₂ /m ² x dia
		lmax	S			K	lz	f ₁	Primeira	segunda	Total
0	0,00	4500	0,52	0	1,87	0,1	0	0	0,00	-0,02	-0,02
1	0,13	4500	0,52	0	1,87	0,1	0	0	0,00	-0,02	-0,02
2	0,26	4500	0,52	0	1,87	0,1	0	0	0,00	-0,02	-0,02
3	0,38	4500	0,52	0	1,87	0,1	0	0	0,00	-0,02	-0,02
4	0,50	4500	0,52	0	1,87	0,1	0	0	0,00	-0,02	-0,02
5	0,61	4500	0,52	0	1,87	0,1	0	0	0,00	-0,02	-0,02
6	0,71	4500	0,52	1655	1,87	0,1	1372	1	1,96	-0,02	1,94
7	0,79	4500	0,52	1856	1,87	0,1	1540	1	2,19	-0,02	2,18
8	0,87	4500	0,52	2027	1,87	0,1	1681	1	2,40	-0,02	2,38
9	0,92	4500	0,52	2162	1,87	0,1	1793	1	2,56	-0,02	2,54
10	0,97	4500	0,52	2260	1,87	0,1	1875	1	2,67	-0,02	2,65
11	0,99	4500	0,52	2320	1,87	0,1	1924	1	2,74	-0,02	2,72
12	1,00	4500	0,52	2340	1,87	0,1	1941	1	2,77	-0,02	2,75
13	0,99	4500	0,52	2320	1,87	0,1	1924	1	2,74	-0,02	2,72
14	0,97	4500	0,52	2260	1,87	0,1	1875	1	2,67	-0,02	2,65
15	0,92	4500	0,52	2162	1,87	0,1	1793	1	2,56	-0,02	2,54
16	0,87	4500	0,52	2026	1,87	0,1	1681	1	2,40	-0,02	2,38
17	0,79	4500	0,52	1856	1,87	0,1	1540	1	2,19	-0,02	2,18
18	0,71	4500	0,52	0	1,87	0,1	0	0	0,00	-0,02	-0,02
19	0,61	4500	0,52	0	1,87	0,1	0	0	0,00	-0,02	-0,02
20	0,50	4500	0,52	0	1,87	0,1	0	0	0,00	-0,02	-0,02
21	0,38	4500	0,52	0	1,87	0,1	0	0	0,00	-0,02	-0,02
22	0,26	4500	0,52	0	1,87	0,1	0	0	0,00	-0,02	-0,02
23	0,13	4500	0,52	0	1,87	0,1	0	0	0,00	-0,02	-0,02
24	0,00	4500	0,52	0	1,87	0,1	0	0	0,00	-0,02	-0,02
											1,17
											Média de gO ₂ /m ² x dia

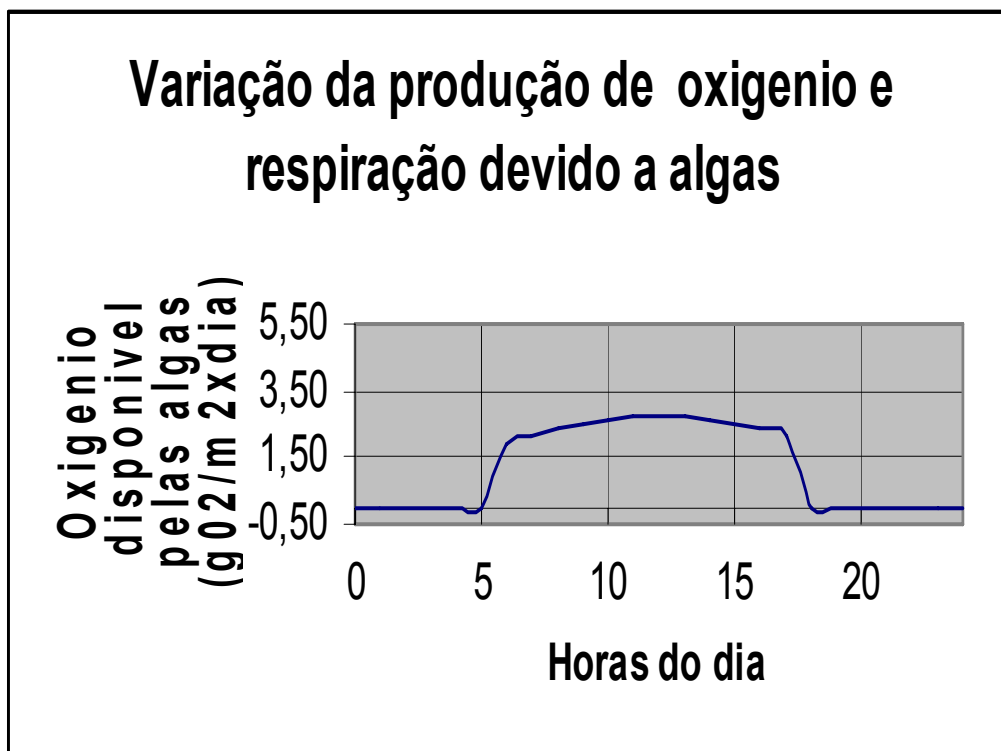


Figura 1.13-Variação da produção de oxigênio devido as algas.

1.38 Cálculo aproximado da variação diária da biomassa

Neste caso não há perifiton ou algas epifíticas somente existindo as algas em suspensão.

A equação abaixo fornece a variação média diária de gC/m^2

$$dP/dt = \mu_{max} \times (\kappa \times (1-S)) / (\lambda + S) \times (P / (\Phi + P)) \times (N / (\psi + N)) \times \xi^{(T-20)} - \rho \times \xi^{(T-20)} \times P = PP$$

Sendo:

$$\mu_{max} = 5gC/m^2 \times dia$$

$$\kappa = 0,52$$

$$S = 0,52 \text{ admitido}$$

$$\lambda = 1,035$$

$$P = \text{biomassa das algas } (gC/m^2)$$

$$\Phi = 2,5gC/m^2$$

N= nitrogênio ou fósforo. Será aquele que for limitante.

$$\xi = 1,05$$

$\psi = 100$ ou 10 conforme o limitante for nitrogênio ou fósforo

$$\rho = 0,1/dia \text{ (adotado)}$$

Observar que na equação temos o fator f_5 , f_4 e f_3 já definidos e calculados. Notar que existe um fator para a influência da sombra: $(\kappa \times (1-S)) / (\lambda + S)$

Se chamarmos a expressão total de PP, podemos achar em oxigênio dissolvido bastando multiplicar por 2,7 e dividir pela profundidade H em metros.

$$\text{Variação de oxigênio diária} = PP \times 2,7 / H$$

Exemplo 1.30

Com dados anteriores estimar a variação de oxigênio consumido pelas algas, não sendo considerada as algas no perifiton.

$$\text{Fator do sombreamento} = (\kappa \times (1-S)) / (\lambda + S) = 0,52 (1-0,52) / (1,035+0,52) = 0,16$$

$$f_3 = 0,0494 \text{ já calculado}$$

$$f_4 = 0,00398 \text{ já calculado}$$

$$f_5 = 1$$

$$P = 0,13gC/m^2$$

$$\mu_{max} = 5gC/m^2 \times dia$$

$$dP/dt = \mu_{max} \times [\kappa \times (1-S) / (\lambda + S) \times (P / (\Phi + P)) \times (N / (\psi + N)) \times \xi^{(T-20)} - \rho \times \xi^{(T-20)} \times P] = PP$$

$$PP = 5 \times 0,16 \times 0,0494 \times 1 \times 0,00398 - 0,1 \times 1 \times 0,13 = 0,00016 - 0,013 = 0,013gC/m^2$$

$$\text{Variação de oxigênio diária} = PP \times 2,7 / H$$

$$H = 1,87m \text{ (profundidade do rio)}$$

$$\text{Variação de oxigênio diária} = 0,013 \times 2,7 / 1,87 = 0,02gO_2/m^2 \times dia$$

Portanto, a variação de oxigênio dissolvido durante o dia será de **0,02gO₂/m²xdia**

1.39 Bibliografia e livros recomendados

- AISSE, MIGUEL MANSUR. *Tratamento de esgotos sanitários*. ABES, 2000 191páginas. ISBN 85-7022-135-5
- AZEVEDO, JOSE MARTINIANO DE. *Autodepuração dos cursos de água- Curva de depressão do oxigênio*. Revista DAE, setembro de 1966 número 62 ano 26.
- BRANCO, SAMUEL MURGEL. *Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária*. Cetesb, 1971, três volumes com 1214paginas no total.
- BROWN, DERICK G. *Dissolved Oxygen Analysis of Stream with point sources*. Princeton University, Janeiro de 1995, CIV 590.
- CHAPRA, STEVEN C. *Rivers and Streams*. In Mays, Larry W.. 1996- Water Resources Handbook.
- DACACH, NELSON GANDUR. *Sistemas Urbanos de Esgoto*. Guanabara dois, 1984- 543121, 257páginas
- DEZUANE, JOHN. *Handbook of drinking water quality*. 2ª ed. Van Nostrand Reinhold, 1997 575páginas.
- FERREIRA, ALDO PACHECO et al. *Contribuições para o desenvolvimento da capacidade de previsão de um modelo de qualidade da água*. Revista Brasileira de Recursos Hídricos volume 11 número, ano 2006
- HUBER, WAYNE C. *Contaminant transport in surface water*. In *Handbook of Hydrology* de David R. Maidment, 1993.
- INTERNET <http://www.epa.gov/reg3wapd/tmdl/MD%20TMDLs/Urieville%20Lake/urievilDR.pdf> Acessado em 20 de dezembro de 2006.
- INTERNET <http://www.ufrj.br/institutos/it/de/acidentes/fito.htm>. Acessado em 20 de dezembro de 2006
- INTERNET http://www.mde.state.md.us/assets/document/TMDL/adkins/adkins_main_final.pdf acessado em 26 de dezembro de 2006
- JORDAO, EDUARDO PACHECO E PESSÔA, CONSTANTINO ARRUDA. *Tratamento de esgotos sanitários*, 4ª edição, ano 2005 ISBN 85-905545-1-1 932páginas
- LAMPARELLI, MARTA CONDÉ: *Graus de trofia em corpos de água no Estado de São Paulo*, 2004, 238, Tese de Doutorado, Instituto de Geociências da USP.
- LEME, FRANCILIO PAES. *Planejamento e projeto dos sistemas urbanos de esgotos sanitários*. CETESB, 1977, São Paulo, 213páginas.
- MCCUEN, RICHARD H. *Hydrologic analysis and design*. 2ª ed, 1998 814p. Prentice Hall, ISBN 0-13-134958-9
- METCALF & EDDY. *Wasterwater engineering*. Mcgraw-Hill, 3ª ed, 1991, ISBN- 0-07-100824-1, 1334páginas
- PIVELI, ROQUE PASSOS e KATO, MARIO TAKAYUKI. *Qualidades das águas e poluição: aspectos físico-químicos*. ABES, 2006, 285páginas.
- RUTHERFORD, J. CHRISTOPHER E CUDDY, SUSAN M. *Modelling perifhyton biomass, photosynthesis and respiration in streams*, dezembro 2005, CSIRO Land and Water Technical Report 23/05. Site: www.csiro.au
- SAWYER, CLAIR N et al. *Chemistry for environmental engineering*. Mcgraw-Hill, 1994, ISBN 0-07-113908-7, 658páginas.
- SUAREZ, RAFAEL RIBEIRO DA SILVA. *Estudo de propriedades da Clorofila-a e da Feotina-a visando a Terapia Fotodinâmica*. Maringá, março de 2006, Dissertação de Mestrado, 92páginas. Acessado em 6 de janeiro de 2007, <http://www.dqi.uem.br/posgraduacao/arquivos/documentos/me166c.pdf>,
- THOMANN, R. V. MUELLER, J. A., 1987, *Principles of surface, water quality modeling and control*, Harper & Row. Publishers, N.Y. .WROBEL, L. C., et al, 1989
- URIAS, PAULO et al. *Modelagem do transporte e dispersão de poluentes*. Universidade Federal de Minas Gerais, Programa de pós-graduação. 7/6/2006, 14páginas.
- USEPA. 1985-*Rates, constants, and kinetics formulations in surfaced water quality modeling (second edition)*. Athes, Georgia. EPA/ 600/3-85/040 june 1983.
- VICTORETTI, BENOIT ALMEIDA. *Contribuição ao emprego de lagoas de estabilização como processo para depuração de esgotos domésticos*. Tese de doutorado na EPUSP em 1964. Publicada pela CETESB em 1973 com 131páginas.
- VON SPERLING, M. (1996). *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. 2ª ed. revisada. 243 p.

Exemplo de análise para mostrar o nitrogênio, fósforo e clorofila-a.

**Análise do reservatório do
 Tanque Grande em Guarulhos datada de 4/8/2004 efetuada pela CETESB em um dia que não choveu.**

Tabela 1.18- Análise do Tanque Grande efetuada pela CETESB

Parâmetros	Unidade	Padrão conama 357/05 Classe 1	Análise do dia 04/8/04
Coloração			Verde
pH	U:pH	Entre 6 a 9	6,8
Temp. água	°C		20,8
Temp. ar	°C		22
Absorb. no UV	m		0,048
Alumínio	mg/L	Máximo 0,1	0,21
Cádmio	mg/L	Máximo 0,001	i<0,005
Chumbo	mg/L	Máximo 0,03	i<0,1
Cloreto total	mg/L		1,86
Cobre	mg/L	0,02	<0,01
COD	mg/L		3,61
Condutividade	mg/L		54,5
Cor verdadeira	mg Pt/L		80
Cromo total	mg/L		<0,01
DBO _(5,20)	mg/L	3	<3
DQO	mg/L		<50
Fenóis	mg/L	0,001	i<0,003
Ferro total	mg/L		0,52
Fósforo total	mg/L	Máximo 0,025	0,04
Manganês	mg/L	Máximo 0,01	0,05
Mercúrio	mg/L	Máximo 0,0002	<0,0001
Nitrogênio amoniacal	mg/L		0,15
N. Nitrato	mg/L	Máximo 10	1,28
N. Nitrito	mg/L	Máximo 1	0,06
Níquel	mg/L	0,025	<0,02
NKT	mg/L		0,53
OD	mg/L	Mínimo 6	5,78
THM	mg/L		127
Res. filtrável	mg/L	máximo 500	47
Res. Total	mg/L		51
Res. volátil	mg/L		12
Sulfato	mg/L	Máximo 250	<10
Turbidez	uT	Máximo 40	13
Zinco	mg/L	Máximo 0,18	<0,02
Parâmetro Microbiológico			
Coliformes termo	NMP/100ml	Máximo 200	1
Parâmetro Ecotoxicológico			
Toxicidade			Não tóxico
Parâmetros hidrobiológicos			
Clorofila-a	µg/L		0,97
Feofitina-a	µg/L		2,3

(i): conformidade indefinida quanto ao limite da classe devido a análise laboratorial não ter atingido os limites legais.
 UFC= unidade formadora de colônia

Anexo B

Exemplo para mostrar a quantidade de fósforo total, nitrogênio total e clorofila-a em alguns mananciais da SABESP localizado na Região Metropolitana de São Paulo.

Alguns resultados de PT, NT e clorofila-a de 1996

Reservatórios e rio (análises de 1996)	PT	NT	Clorofila-a
	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
Reservatório do Guarapiranga (Sabesp)	0,044	0,88	2,9
Reservatório Paiva Castro, Mairiporã, Sabesp	0,023	0,831	8,0
Reservatório do Atibainha. Sabesp	0,023	0,901	3,8
Rio Tietê	0,914	13,9	3,68

Fonte: Campanelli, 2004